Entwicklung und Kombination von innovativen Systemkomponenten aus Verfahrenstechnik, Informationstechnologie und Keramik zu einer nachhaltigen Schlüsseltechnologie für Wasser- und Stoffkreisläufe

Abschlussbericht

im Auftrag des

Projektträgers Forschungszentrum Karlsruhe
Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (WTE)

Verfasser

Villeroy & Boch AG, Mettlach (FKZ: 02wd0685)
EnviroChemie GmbH, Roßdorf (FKZ: 02wd0686)
Technische Universität Kaiserslautern (FKZ: 02wd0683)
Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn (FKZ: 02wd0684)
ap system engineering, Roßdorf (FKZ: 02wd0682)
Fraunhofer Institut UMSICHT, Oberhausen (FKZ: 02wd0966)

August 2009

Verzeichnis der Autoren

Projektpartner	Autor
FG Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Kaiserslautern Paul-Ehrlich Str. 14, D-67663 Kaiserslautern	Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt Dr.-Ing. Joachim Hansen Dipl.-Ing. Henning Knerr Dipl.-Ing. Jürgen Wölle
AG Visualisierung, Technische Universität Kaiserslautern Postfach 3049 67653 Kaiserslautern	Jun.-Prof. Dr. Achim Ebert Dipl. Inf. Katja Einsfeld
Villeroy & Boch AG UB Bad und Wellness Postfach 11 20 66689 Mettlach	Dipl. Ing. Werner Laufer Dipl. Ing. Jean- Christoph Legrix Dipl. Chem. Thomas Agné Dipl. Ing. Danuta Krystkiewicz Dipl. Biol Stephanie Büttgen
EnviroChemie GmbH In den Leppsteinwiesen 9 64380 Roßdorf	Dr. Markus Engelhart
Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn Regina- Pacis- Weg 3 53113 Bonn	Prof. Dr. Martin Exner Prof. Dr. Thomas Kistemann Dr. Jürgen Gebel Dr. Andrea Rechenburg Dipl. Biol. Stephanie Büttgen
ap system engineering GmbH Arheiliger Weg 14 64380 Roßdorf	Dr. Kurt Nonnenmacher
Fraunhofer Institut UMSICHT Osterfelder Straße 3 46047 Oberhausen	Dr. Görge Deerberg Dipl. Ing. Dipl. Ing. Volkmar Keuter

Inhaltsverzeichnis

Kapitel 1 – 5 **Verfahrenstechnik**

Kapitel 6 **Endverbraucherstudien**

Kapitel 7 **Keramik**

Kapitel 8 **Visualisierung**

Kapitel 9 **Automatisierungstechnik**

Kapitel 10 **Kostenanalyse**

Kapitel 11 **Zusammenfassung**

Entwicklung und Kombination von innovativen Systemkomponenten aus Verfahrenstechnik, Informationstechnologie und Keramik zu einer nachhaltigen Schlüsseltechnologie für Wasser- und Stoffkreisläufe

Abschlussbericht Verfahrenstechnik

im Auftrag des

Projektträgers Forschungszentrum Karlsruhe
Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (WTE)

Verfasser

Villeroy & Boch AG, Mettlach (FKZ: 02wd0685)
EnviroChemie GmbH, Roßdorf (FKZ: 02wd0686)
Technische Universität Kaiserslautern (FKZ: 02wd0683)
Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn (FKZ: 02wd0684)
ap system engineering, Roßdorf (FKZ: 02wd0682)
Fraunhofer Institut UMSICHT, Oberhausen (FKZ: 02wd0966)

August 2009

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS I

TABELLENVERZEICHNIS IV

ABBILDUNGSVERZEICHNIS VII

1 EINLEITUNG 1

1.1 Problemstellung 1

1.2 Projektziele 2

1.3 Projektbeteiligte 4

1.4 Vorgehensweise 6

2 STAND DES WISSENS 8

2.1 Neuartige Sanitärsysteme 8
2.1.1 Begriffsdefinition und Elemente 8
2.1.2 Projektbeispiele 11

2.2 Hygiene 14
2.2.1 Hygienisch mikrobiologische Aspekte des Wasserrecyclings 15
2.2.2 Biodosimetrie 16

2.3 Aufbereitung von Feststoffen mittels Vermikompostierung 17

2.4 Antibakterielle Oberflächen 20

2.5 Visualisierung und intelligentes Diagnosesystem 21

2.6 Keramik 22

3 MATERIAL UND METHODEN 24

3.1 Untersuchungskonzept 24

3.2 Standorte der Versuchsanlagen 25
3.2.1 Betriebsgebäude der Zentral-Kläranlage Kaiserslautern 25
3.2.2 Wohnblock der BauAG in Kaiserslautern 25
3.2.3 Bürogebäude des Fraunhofer-Instituts UMSICHT 25

3.3 Versuchsanlagen 27
3.3.1 Versuchsstände 27
3.3.1.1 Abwasser 27
3.3.1.2 Feststoffe 30

3.3.2 Technikumsanlagen 30
3.3.2.1 Anlagenkonzept 30
3.3.2.2 Schwarzwasser 32
3.3.2.3 Grauwasser 34
3.3.2.4 Feststoffe 37
3.3.3 Pilotanlagen 37
3.3.3.1 Schwarzwasser 37
3.3.3.2 Grauwasser 39
3.3.3.3 Feststoffe 41

3.4 Probennahmen und Analysen 43
3.4.1 Abwasser 43
3.4.2 Feststoffe 45
3.4.3 Biodosimetrie 48
3.4.4 Arzneimittel 50

4 CHARAKTERISIERUNG DER INPUTSTRÖME 53

4.1 Abwasser 53
4.1.1 Abwasseranfall 53
4.1.1.1 Schwarzwasser 54
4.1.1.2 Grauwasser 55
4.1.2 Chemisch-physikalische Zusammensetzung 56
4.1.2.1 Schwarzwasser 56
4.1.2.2 Grauwasser 63
4.1.3 Arzneimittel 69
4.1.3.1 Allgemeines 69
4.1.3.2 Ermittlung von Eintragsmengen 74

4.2 Feststoffe 77
4.2.1 Feststoffanfall 77
4.2.2 Chemisch-physikalische Zusammensetzung 77
4.2.3 Akustische Kontrolle der Kompostwurmaktivität 79
4.2.4 Hygienisch-mikrobiologische Zusammensetzung 81

4.3 Diskussion der Ergebnisse 83
4.3.1 Abwasseranfall 83
4.3.2 Chemisch-physikalische Abwasserzusammensetzung 85
4.3.3 Einflussfaktoren auf Inhaltsstoffe und Konzentrationen 86

5 BEWERTUNG DER VERFAHRENSTECHNIK 88

5.1 Untersuchung und Bewertung der Reinigungsleistung der Versuchsanlagen zur Abwasseraufbereitung 88
5.1.1 Chemisch-physikalische Qualität der Abwässer 88
5.1.1.1 Schwarzwasser 88
5.1.1.2 Grauwasser 106
5.1.2 Hygienisch mikrobiologische Qualität der Abwässer 117
5.1.2.1 Charakterisierung der Qualität im Reinigungsverlauf 117
5.1.3 Biodosimetrische Versuche 124
5.1.3.1 Technikumsanlagen 124

5.1.3.2 Pilotanlagen 128
5.1.4 Wiederverwendungspotenzial des aufbereiteten Grau- und Schwarzwassers 135
5.1.4.1 Allgemeines 135
5.1.4.2 Qualitätsanforderungen an Betriebs- und Sanitärwasser 136
5.1.4.3 Einsatzmöglichkeiten für das aufbereitete Wasser 139

5.2 Untersuchung und Bewertung der Versuchsanlagen zur Aufbereitung der Feststoffe 140
5.2.1 Chemisch-physikalische Qualität der Feststoffe 140
5.2.2 Hygienisch mikrobiologische Qualität der Feststoffe 146
5.2.3 Wiederverwendungspotenzial der Feststoffe 150
5.2.3.1 Qualitätsanforderungen an Komposte 150
5.2.3.2 Einsatzmöglichkeiten 151

5.3 Arzneimittel 153
5.3.1 Schwarzwasser 153
5.3.1.1 Analytischer Nachweis 153
5.3.1.2 Toxikologische Ergebnisse 157

LITERATURVERZEICHNIS 161

ANHANG 176

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Betriebsdaten der Grau- und Schwarzwasserversuchsanlagen 29

Tabelle 2: Darstellung des angewandten Barrierenprinzips der eingesetzten Verfahrensstufen 31

Tabelle 3: Chemische Analysemethoden 44

Tabelle 4: Hygienisch-mikrobiologische Analysenmethoden 45

Tabelle 5: Analysemethoden und verwendete Geräte zu den gemessenen Parametern (BGK = Bundesgütegemeinschaft Kompost, VDLUFA = VDLUFA Methodenbücher) 47

Tabelle 6: Versuchsdurchführung (D = Dotierung, P = Probenahme) 50

Tabelle 7: Übersicht über Probenahmestellen, Untersuchungsschwerpunkte, Bezeichnungen der Proben für die analytische Bewertung 51

Tabelle 8: Übersicht über Probenahmestellen, Untersuchungsschwerpunkte, Bezeichnungen der Proben für die toxikologische Bewertung 52

Tabelle 9: Täglich den Versuchsanlagen zugeflossener SW-Volumenstrom in L/d bzw. L/(E·d) 54

Tabelle 10: Täglich den Versuchsanlagen zugeflossener GW-Volumenstrom in L/d bzw. L/(E·d) 55

Tabelle 11: Zusammenstellung der chemischen-physikalischen Zusammensetzung von Roh-SW als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl Messwerte, n.b. = nicht bestimmt, n.n. = nicht nachweisbar) 57

Tabelle 12: Zusammenstellung der chemisch-physikalischen Zusammensetzung von mechanisch gereinigtem SW als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl Messwerte, n.b. = nicht bestimmt, n.n. = nicht nachweisbar) 59

Tabelle 13: Zusammenstellung der chemischen-physikalischen Beschaffenheit von GW der drei Versuchsstandorte als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl Messwerte, n.b. = nicht bestimmt, n.n. = nicht nachweisbar) 64

Tabelle 14: Zusammenstellung der chemischen-physikalischen Beschaffenheit des „künstlichen“ GW der Pilotanlage als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl Messwerte, n.b. = nicht bestimmt, n.n. = nicht nachweisbar) 67

Tabelle 15: Ökotoxikologische Bewertung der Wirkstoffe *Carbamazepin*, *Diclofenac* und *Ibuprofen* (- ökotoxikologisch nicht relevant, + ökotoxikologisch relevant) (LANUV, 2007) 71

Tabelle 16: Wirkstoffbezogene tägliche Zudotierung in Abhängigkeit der verschiedenen Berechnungsansätze 75

Tabelle 17: Ausgangsdaten zur Berechnung der Wirkstoffeintragsmengen 76

Tabelle 18: Ansatzmengen, Nullkonzentration und Berechnungsansatz der für die Untersuchung ausgewählten Wirkstoffe 76

Tabelle 19: Listung aller im Rahmen der Feststoffbehandlung verwendeten Substrate und die gemessenen Hauptparameter. KA = Kläranlage, KL = Kaiserslautern, ÜSS = Überschussschlamm, n.b. = nicht bestimmt 78

Tabelle 20: Konzentrationen von *E. coli*, Fäkalstreptokokken und Coliphagen in verschiedenen kompostierbaren Substraten 82

Tabelle 21: Konzentrationen hygienisch-mikrobiologischer Parameter im Kompost im Verlauf der Nachrotte 83

Tabelle 22: Einwohnerspezifische Frachten die an 85% der Trockenwettertage unterschritten werden nach (ATV, 2000) 86

Tabelle 23: Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert im SB-Reaktor des SW-Versuchsstandes Min- bzw. Maximalwerte in Abhängigkeit der Versuchsphase 91

Tabelle 24: Zusammenfassung der erzielten SW-Qualität und Wirkungsgrade im Ablauf der einzelnen Verfahrensstufen der Technikumanlage als Medianwerte (April-Oktober 2007), Werte in Klammern = Anzahl der Messwerte 94

Tabelle 25: Betriebparameter der Technikumanlage als Medianwerte, Minimal- und Maximalwerte (April-Oktober 2007) 96

Tabelle 26: Zusammenfassung der erzielten SW-Qualität und Wirkungsgrade im Ablauf der einzelnen Verfahrensstufen der Pilotanlage als Medianwerte nach Inbetriebnahme der NaOH-Dosierung bis zur Inbetriebnahme der Rückspeisung in das Gebäude D (Mitte Juni - Mitte November 2008, Wert in Klammern = Anzahl der Messwerte) 100

Tabelle 27: Betriebparameter der Pilotanlage als Medianwerte, Minimal- und Maximalwerte (Juni-Oktober 2008) bis Inbetriebnahme der Rückspeisung .. 100

Tabelle 28: Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert im GW-Versuchsreaktor über den Betrachtungszeitraum 109

Tabelle 29: Zusammenfassung der erzielten GW-Qualität und Wirkungsgrade der einzelnen Verfahrensstufen der Technikumanlage als Medianwerte (April-Oktober 2007) für ausgewählte Parameter (n.b. = nicht bestimmt) 110

Tabelle 30: Zusammenfassung der wesentlichsten Betriebsdaten der GW-Aufbereitungsanlage (April-Oktober 2007) 113

Tabelle 31: Zusammenstellung von Qualitätsanforderungen an Trinkwasser entsprechend TrinkwV (2001) im Vergleich zu den erzielten Ablaufqualitäten im Grauwasserprozess (Auszug; WVE, Kaiserslautern) 114

Tabelle 32: Zusammenfassung der erzielten GW-Qualität und Wirkungsgrade im Ablauf der einzelnen Verfahrensstufen der Pilotanlage als Medianwerte bis zur Inbetriebnahme der Rückspeisung (Mitte Juni - Mitte November 2008), Werte in Klammer = Anzahl der Messwerte. 115

Tabelle 33: Reduktionsvermögen der Ozontechnologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, *E. coli* ... 126

Tabelle 34: Reduktionsvermögen der UV-Technologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B.subtilis*-Sporen, *E.coli*.....126

Tabelle 35: Reduktionsvermögen der Membrantechnologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, MS2-Phagen.....127

Tabelle 36: Reduktionsvermögen der Membrantechnologie der Biologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, MS2-Phagen 129

Tabelle 37: Reduktionsvermögen der Ozontechnologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, *E. coli*...130

Tabelle 38: Reduktionsvermögen der UV-Technologie im Schwarzwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, *E. coli*...131

Tabelle 39: Reduktionsvermögen der Membrantechnologie der Biologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, MS2-Phagen 132

Tabelle 40: Reduktionsvermögen der Ozontechnologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, *E. coli*...133

Tabelle 41: Reduktionsvermögen der UV-Technologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, *E. coli*...133

Tabelle 42: Vergleich zwischen den Anforderungen der angestrebten Wasserqualitäten (Auszug).....138

Tabelle 43: Zusammenfassung relevanter Qualitätskriterien in Bezug auf eine Wiederverwendung (EPA, 2004).....139

Tabelle 44: Verwendete Substratmengen (Frischsubstanz) und Fütterungsintervalle beim Betrieb der 300 L-Komposter.....140

Tabelle 45: Gesamtfutter- und Outputmengen [g TS] sowie die Startmasse an Würmern [g Frischmasse].....141

Tabelle 46: Hauptparameter der beteiligten Substrate in Oberhausen, „Ernte“ = ohne Nachrotte.....146

Tabelle 47: Einteilung für Komposte nach BGK in Abhängigkeit der Sauerstoffzehrung (AT_4 [mg O_2/g FS]) 150

Tabelle 48: Grenzwerte für Schwermetalle in Komposten nach BioAbfV, aufgeschlüsselt in unterschiedliche Anwendungsmengen (20 und 30 t /ha*3a) und für Komposte aus Abwasserschlämmen nach RAL GZ 258 150

Tabelle 49: Maximal mögliche Wirkstoffkonzentration im Membran-Bioreaktor und Reaktor-Ablauf unter der Annahme eines stationären Zustandes 154

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Grundidee der KOMPLETT-Systemtechnologie (Hansen et al., 2007).....3

Abbildung 2: Einwohnerspezifische Frachten [g/(E·d)] bzw. Volumenströme [L/(E·d)] in den Teilströmen Grauwasser, Fäzes und Urin des häuslichen Abwassers nach DWA (2008) 9

Abbildung 3: Standorte der KOMPLETT-Anlagen: Oben: Betriebsgebäude ZKA-KL, Mitte: Wohnblock der BauAG, Kaiserslautern; Unten: FhI Umsicht, Oberhausen 26

Abbildung 4: Versuchskonfiguration des SW-Versuchsstands mit vorgeschalteter Feststoffseparation.....28

Abbildung 5: Verfahrenskonfiguration des GW-Versuchsstands mit nach geschalteter Ultrafiltrationsmembran 29

Abbildung 6: Vereinfachtes Verfahrensfließbild der SW-Technikumsanlage 32

Abbildung 7: Vereinfachtes Verfahrensfließbild der GW-Technikumsanlage 34

Abbildung 8: Bilder Neubau Siebtrommel Feststoffabscheidung Schwarzwasser mit Ablufthaube und Feststoffabwurftrichter 38

Abbildung 9: Layout Neubau Siebtrommel Feststoffabscheidung 39

Abbildung 10: Vereinfachtes Verfahrensfließbild der GW-Pilotanlage 39

Abbildung 11: Konstruktionszeichnung des Komposters 41

Abbildung 12: Applikationseinheit, äußeres Rohr 42

Abbildung 13: Applikationseinheit und Tropfbalken (unten).....42

Abbildung 14: Ablagebild der Applikationseinheit auf dem Komposter bei Vorversuchen 43

Abbildung 15: Probenahmestellen (rote Pfeile) und Eintragsstelle (grüner Pfeil) der Arzneimitteldotierung 51

Abbildung 16: Wöchentlicher Verlauf des SW-Anfalls an der Technikumanlage a) als Medianwert über den Betrachtungszeitraum und der Pilotanlage b) am Beispiel der 39. KW 2008.....55

Abbildung 17: Täglicher GW-Anfall der Technikumanlage (Jan.-Okt. 2007) 56

Abbildung 18: Korrelation zwischen CSB und TOC (n = 53 Wertepaare) bzw. BSB_5 und TOC (n = 52 Wertepaare) für das mechanisch vorgereinigte Schwarzwasser der Technikumanlage (24h Mischproben).....60

Abbildung 19: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für die Parameter CSB und BSB_5 der drei Standorte 61

Abbildung 20: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für TKN 62

Abbildung 21: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für Phosphor 63

Abbildung 22: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für den TS-Gehalt 63

Abbildung 23: Korrelation zwischen CSB und TOC (n = 43 Wertepaare) bzw. BSB_5 und TOC (n = 44 Wertepaare) im Grauwasserzulauf 65

Abbildung 24: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für die Parameter CSB und BSB_5 für die Standorte ZKA-KL (Index: Z) und Orffstraße KL (Index ZB) 68

Abbildung 25: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für die Parameter N_{ges} und P_{ges} für die Standorte ZKA-KL (Index: Z) und Orffstraße KL (Index ZB) ..68

Abbildung 26: Die Haupteintragspfade von Arzneimitteln in die Umwelt (SRU, 2007) 70

Abbildung 27: Fourier-Transformation über gesamte Tonfrequenz unter optimierten Bedingungen (A), Einzelnes Wurmgeräusch bei stark vergrößertem Zeitausschnitt (B) und Darstellung der größten Komponente eines Wurmgeräusches (C) 80

Abbildung 28: Kumulierte Ereignisse über zwei Minuten eines gut positionierten und dimensionierten Fensters bei der Vermikompostierung von Materialien mit unterschiedlicher Feuchte 80

Abbildung 29: Kumulierte Ereignisse bei Aufnahmen unter realen Bedingungen (A) und bei Unterdrückung von Störgeräuschen (B) in den alternativen Substraten des Betriebes in Oberhausen 81

Abbildung 30: Einwohnerspezifischer Trinkwasserverbrauch in deutschen Haushalten nach Nutzung des Wassers bezogen auf 115,6 L/(E·d) nach (BDEW, 2008).....84

Abbildung 31: Einwohnerspezifische Frachten in g/(E·d) in den Teilströmen GW und SW des häuslichen Abwassers der Technikumanlage im Zulauf der MBR.....85

Abbildung 32: Entwicklung des einwohnerspezifischen Trinkwasserverbrauchs in Liter pro Einwohner und Tag in Deutschland bezogen auf Haushalte und Kleingewerbe (BDEW, 2008) 87

Abbildung 33: CSB und BSB_5 Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf des SW-Versuchsstandes im Betrachtungszeitraum (Nov. 2006 - Jan. 2009) 89

Abbildung 34: $B_{TS,BSB}$ und $B_{R,BSB}$ im SB-Reaktor des Versuchsstandes über den Betrachtungszeitraum 89

Abbildung 35: TKN, NO_3-N und NO_2-N Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf des SW-Versuchsstandes im Betrachtungszeitraum (Nov. 2006 - Jan. 2009) 90

Abbildung 36: Verlauf des TS-Gehaltes und ISV im SB-Reaktor über den Betrachtungszeitraum 92

Abbildung 37: TS-Gehalt und GV im SW-Versuchsreaktor über den Betrachtungszeitraum 93

Abbildung 38: Ergebnisse von Filtrationsversuchen des Permeates des SW-MBRs der Technikumsphase. Darstellung als Differenz-CSB des Filtrats zum vorhergehenden Filtrationsschritt (n = 5) 95

Abbildung 39: Konzentrationsprofile der SW-Technikumanlage für die Parameter CSB, TOC, N_{ges} und P_{ges}.....97

Abbildung 40: Konzentrationsprofile des SW-MBRs der Technikumanlage für die Parameter CSB und BSB_5 98

Abbildung 41: Konzentrationsprofile des SW-MBRs der Technikumanlage für die Parameter TKN und NO_3-N.....98

Abbildung 42: TS-Verlauf und GV im MBR der Technikumanlage über den Betrachtungszeitraum 99

Abbildung 43: Konzentrationsprofile der SW-Pilotanlage für den Parameter LF 102

Abbildung 44: Konzentrationsprofile der SW-Pilotanlage für die Parameter CSB, TOC, N_{ges} und P_{ges} 103

Abbildung 45: Zulauf zur SW-Pilotanlage in L/d über den Betrachtungszeitraum 104

Abbildung 46: Konzentrationsprofile der Parameter BSB_5 und CSB am GW-Versuchsstand über den Betriebszeitraum 107

Abbildung 47: Konzentrationsprofile bzgl. N_{ges} und P_{ges} des GW-Versuchsstandes über den Betrachtungszeitraum 108

Abbildung 48: Entwicklung TS-Gehalt und GV am GW-Versuchsstand über den Betrachtungszeitraum 108

Abbildung 49: Schlammbelastung und TS-Gehalt des GW-MBRs der Technikumsanlage 111

Abbildung 50: Konzentrationsprofile der GW-Techikumsanlage für die Parameter CSB, TOC, N_{ges} und P_{ges} 112

Abbildung 51: TS-Gehalt und GV im GW-MBR der Technikumsanlage 113

Abbildung 52: Konzentrationsprofile der GW-Pilotanlage für die Parameter CSB, TOC, N_{ges} und P_{ges} 116

Abbildung 53: Auftreten verschiedener Bakterienarten, Coliphagen und Allgemeiner Koloniezahl bei 20°C und 36°C in den einzelnen Stufen der Schwarzwasseraufbereitung dargestellt anhand des Medians (n=12)..... 120

Abbildung 54: Auftreten verschiedener Bakterienarten, somatischer Coliphagen und Allgemeiner Koloniezahl bei 20°C und 36°C in den einzelnen Stufen der Grauwasseraufbereitung dargestellt anhand des Medians 121

Abbildung 55: Gesamt-Futtermenge und Ernte für Komposter III, Ernte aufgegliedert in > 4 und < 4 mm. Alle Angaben in g TS. 142

Abbildung 56: N-, P- und K-Gehalte in Substraten unterschiedlichen Alters. Aufgegliedert in Gesamtgehalte („tot“) und pflanzenverfügbare Gehalte („pflverf“: CAL-extrahierbar (P, K); $CaCl_2$-extrahierbar (NH_4^+)). Angaben in g / kg TS und %. * = nicht bestimt 143

Abbildung 57: AT_4-Werte für Substrat unterschiedlichen Alters, Angabe als Mittelwerte, Fehlerbalken = Standardabweichung..... 143

Abbildung 58: Kressetest mit Vermikompost > 4 mm (links) und < 4 mm (rechts), die ersten drei Ansätze von links sind jeweils die Referenzansätze in Blumenerde..... 144

Abbildung 59: Würmer im Substrat (Überschussschlamm) 145

Abbildung 60: Ablagebild der Applikationseinheit 146

Abbildung 61: Nachweis von Fäkalstreptokokken, E. coli und Coliphagen im Vermikompost (Komposter III, Fraktion <2mm) im Vergleich zu kommerziell erhältlichem Kompost (Heißrotte) und Blumenerde 148

Abbildung 62: Inaktivierung von somatischen Coliphagen in frischem Mischkompost innerhalb einer Woche 149

Abbildung 63: Gehalte an Cr, Cu, Ni, Pb und Zn für Vermikomposte aus Überschussschlamm und Bioabfall unterschiedlichen Alters sowie Vermikompost aus Fäkalien; Grenzwerte nach BioabfV für Komposte (Anwendung 30 t / ha*3a) und RAL GZ 258 für Komposte aus Abwasserschlämmen 152

Abbildung 64: Vereinfachtes Schema des Membran-Bioreaktors und der drei Kompartimente zur Ermittlung der Nullkonzentrationen 153

Abbildung 65; *Carbamazepin*-Konzentrationen im zeitlichen Verlauf. Blaue Linie = maximal mögliche Wirkstoffkonzentration im stationären Zustand; Rote Markierung = Konzentrationen MBR.IN; Gelbe Kreise = Konzentrationen MBR.OUT..... 155

Abbildung 66: *Ibuprofen*-Konzentrationen im zeitlichen Verlauf. Blaue Linie = maximal mögliche Wirkstoffkonzentration im stationären Zustand; Rote Markierung = Konzentrationen MBR.IN. Mit dargestellt wurden die im Hintergrund vorgefundenen Konzentrationen (Blaue Markierung)..... 156

Abbildung 67: *Diclofenac*-Konzentrationen im zeitlichen Verlauf. Blaue Linie = maximal mögliche Wirkstoffkonzentration im stationären Zustand. Mitberücksichtigt wird der einmalige Nachweis des Wirkstoffes im Hintergrund; Rote Markierung = Konzentrationen MBR.IN. 157

Abbildung 68: Halblogarithmische Auftragung der toxikologischen Untersuchung als GL-Faktor in Abhängigkeit von der Messkampagne. 158

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Die herkömmliche, vor mehr als 100 Jahren entwickelte Methode zur Abwasserentsorgung in Siedlungsgebieten in den west- und mitteleuropäischen Ländern sowie in Nordamerika beruht auf dem Prinzip, im Haushalt anfallende menschliche Ausscheidungen sowie sonstige anfallende belastete Abwässer aus Haushalt und Gewerbe zu vermischen und – im Mischverfahren zusammen mit dem Regenwasser – über eine so genannte Schwemmkanalisation einer Kläranlage zuzuführen. Nach aktuellen Schätzungen sind rund 95 % der Städte in Europa und Nordamerika mit dem System ‚Schwemmkanalisation + Zentralkläranlage' ausgestattet (Rakelmann, 2002).

Das System erfüllt die Ziele, das Abwasser möglichst schnell vom Verbraucher wegzutransportieren - und damit abwasserbürtige Krankheiten zu vermeiden - sowie die Nährstoffe durch biologische und physikalisch-chemische Reinigungsprozesse weitgehend von den Gewässern fernzuhalten in der Regel zufrieden stellend mit vertretbarem Energieaufwand. Vor dem Hintergrund der aktuellen und zukünftigen Herausforderungen weist das System jedoch auch erhebliche Defizite auf (z.B. Gujer und Larsen, 1998; Lange und Otterpohl, 1997; Otterpohl und Oldenburg, 1998 und 2002; Rudolph und Schäfer, 2002), wie z.B.:

- Vermischung und Verdünnung von (Ab-) Wässern unterschiedlicher Qualität und Herkunft; dadurch erschwerte Reinigung in Kläranlagen bzw. Abschläge von ungereinigtem bzw. nur mechanisch gereinigtem Mischwasser direkt in die Gewässer
- Verlust von hochwertigen Nährstoffen (z.B. Stickstoff, Phosphor, Kalium)
- Schaffung einer Reststoffproblematik ((belasteter) Klärschlamm)
- Zunehmende Antibiotikaresistenzen, die vermutlich durch kommunale Kläranlagen begünstigt werden
- Hoher Verbrauch von hochwertigem Trinkwasser zu Transportzwecken
- Hohe Anfälligkeit der zentralen Systeme gegenüber Katastrophen (z.B. Erdbeben, Überschwemmungen)
- Aufwendige Infrastruktur mit hoher Materialintensität (Kosten) und geringer Flexibilität
- Hohe Qualifikation des Betriebspersonals erforderlich
- Geringe Tauglichkeit in anderen Klimazonen, insbesondere in wasserarmen Regionen
- Hohe Investitions- und Betriebskosten

Die vorgenannten Gründe führen dazu, dass ein Export der in Deutschland gängigen Systeme in Entwicklungs- und Schwellenländer ungeeignet erscheint und damit deutsche Abwasser-Entsorgungs-Unternehmen auf dem Weltmarkt derzeit nicht als konkurrenzfähig eingestuft werden (Hiessl und Toussaint, 1999).

Bereits seit einigen Jahren wird daher an sogenannten Neuartigen Sanitärsysteme (**NASS**) gearbeitet, bei denen die oben genannten Probleme vermieden werden sollen. Im internationalen Sprachgebrauch werden häufig auch die Begriffe **ecosan** (Ecological Sanitation), **DeSaR** (Dezentralized Sanitation and Reuse) oder auch **ROSA** (Resource Oriented Sanitation) synonym zu NASS verwendet. Nachfolgend soll ausschließlich der Bergriff NASS Verwendung finden.

Ziel von NASS ist einerseits die Wiederverwendung von gering verschmutztem Abwasser, andererseits sollen die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe einer sinnvollen Stoffverwendung bspw. als Dünger zugeführt werden. Wesentliche Voraussetzung hierfür ist ein hygienisch einwandfreies Produkt. In den letzten Jahren ist darüber hinaus der Eintrag von Rückständen aus Medikamenten und Hormonpräparaten sowie Antibiotika in den Mittelpunkt der Betrachtungen gerückt. Eine Lösung dieser Problematik steht jedoch noch aus (ATV-DVWK, 2003).

1.2 Projektziele

Im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Verbundvorhabens mit dem Titel **„Entwicklung und Kombination von innovativen Systemkomponenten aus Verfahrenstechnik, Informationstechnologie und Keramik zu einer nachhaltigen Schlüsseltechnologie für Wasser- und Stoffkreisläufe – Projekt Komplett“** (2005 – 2008) wurde als übergeordnete Zielsetzung verfolgt, ein hoch technisiertes Konzept zur fast vollständigen Schließung von Stoff- und Wasserkreisläufen auf der Basis der best-verfügbaren Technologien – unter Einbeziehung unterschiedlicher Fachdisziplinen mit zurzeit geringen Berührungspunkten – zu einer innovativen Schlüssel-Technologie zu verschmelzen und in der Praxis zu erproben. Dabei erfolgte die Trennung des Abwassers in die Fraktionen Grau- und Schwarzwasser. Beide Fraktionen wurden in hierfür entwickelten verfahrenstechnischen Einheiten aufbereitet, sodass das zurückgewonnene Wasser in Abhängigkeit der jeweiligen Anforderungen in den häuslichen oder natürlichen Wasserkreislauf zurückgeführt werden kann.

Für einen breiten Einsatz dieser Technologie ist neben der verfahrenstechnischen Zuverlässigkeit und Stabilität die Automatisierung der Systeme von besonderer Bedeutung. Eine wesentliche Rolle für das Funktionieren des Gesamtsystems kam daher der Einbindung eines auf Methoden der künstlichen Intelligenz basierenden Diagnosesystems und eines intuitiven Mensch-Maschine-Interface (MMI) zur Steuerung, Überwachung und Fernwartung zu, die einen von zentralen Versorgungseinrichtungen als auch von Witterungseinflüssen unabhängigen Einsatz ermöglichen sollte (Hansen et al., 2007).

Zum Erreichen dieser Ziele wurden zum einen das Zusammenwirken aller erforderlichen Systemkomponenten, aber auch die Entwicklung und Erprobung der Einzelkomponenten in dem System untersucht. Dazu gehören beispielsweise:

- die eingesetzte Sanitärinstallation mit speziellen Keramikmaterialien, die erhöhten Anforderungen an die Produktqualität entsprechen (hochfeste Massen),
- die technischen Einzelkomponenten, wie spezielle Module und weitergehende Reinigungstechniken für verschiedene Aufbereitungsschritte,

- die Entwicklung und Erprobung eines innovativen EDV gestützten Dokumentations- , Informations- und Visualisierungssystems zur Schulung, Weiterbildung und Sicherstellung der Kommunikation zwischen externen Experten und Betriebspersonal vor Ort zur Aufrechterhaltung eines optimalen Anlagenbetriebes.

Darüber hinaus sollte im Rahmen des Projektes eine intensive Erforschung des Verhaltens und der Eliminationswege von Mikroschadstoffen und Mikroorganismen durchgeführt werden, um ein gesundheitlich unbedenkliches Wasser zu erzeugen. Es wurden weiterhin Untersuchungen zur Kompostierung der Reststoffe durchgeführt und die Eignung der Reststoffe als Bodenverbesserer sowie die Pflanzenverträglichkeit untersucht.

Das Projekt KOMPLETT versteht sich somit als ein möglicher Lösungsansatz im Rahmen der Überlegungen zu NASS. Im Gegensatz zu den bislang durchgeführten Projekten wurde im Rahmen des Vorhabens als Kernanliegen ein Gesamtpaket – von der Haustechnik über die Automatisierung und Fernwirktechnik bis zur Verwertung und Entwicklung von Vermarktungsstrategien für die anfallenden Reststoffe – entwickelt, also eine KOMPLETT-Systemtechniologie.

Einen Überblick über die Grundidee des Systems vermittelt Abbildung 1.

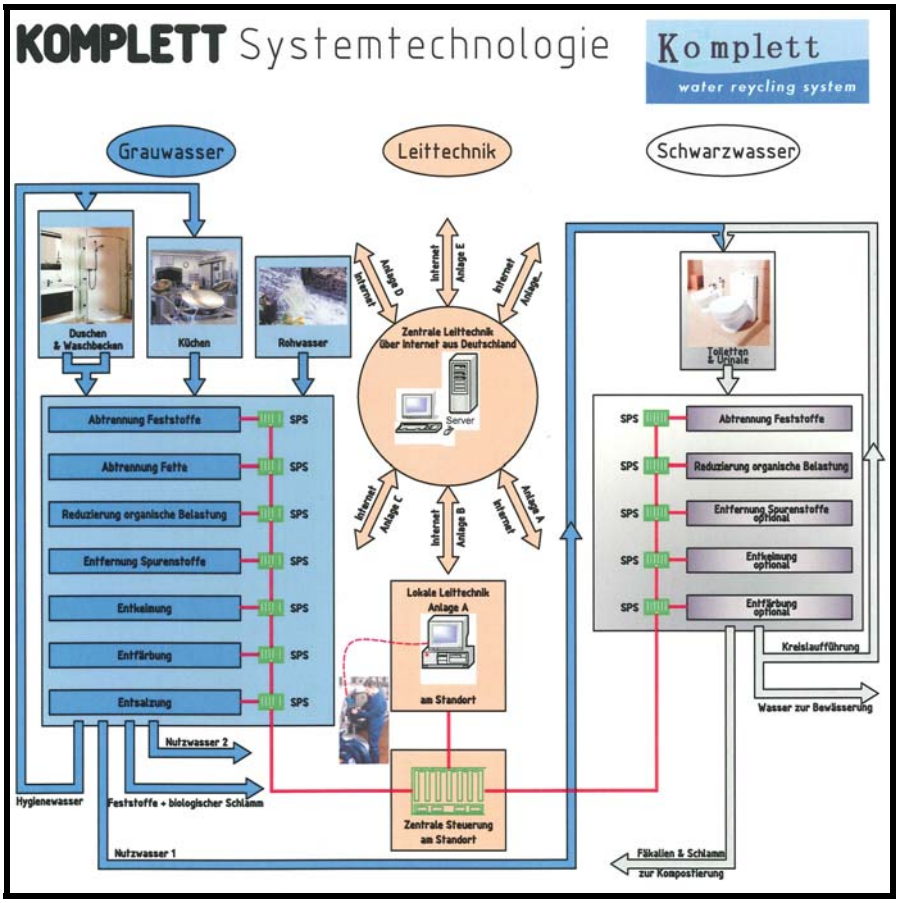


Abbildung 1: Grundidee der KOMPLETT-Systemtechnologie (Hansen et al., 2007)

1.3 Projektbeteiligte

Das Projekt wurde von einer interdisziplinären Arbeitsgruppe, bestehend aus Industrieunternehmen, Forschungseinrichtungen und Hochschulen, durchgeführt. Nachfolgend wird ein kurzer Überblick über die Arbeitsschwerpunkte der Projektpartner im Projekt KOMPLETT gegeben.

TU Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und AG Visualisierung

Die Arbeitsschwerpunkte der TU Kaiserslautern lagen in der Optimierung und wissenschaftlichen Begleitung der Abwasserbehandlungs- und Wasseraufbereitungsanlagen und im Bereich des intelligenten Visualisierungs- und Informationssystems.

Dabei erfolgte die Erforschung der Prozesse im Wasserkreislauf durch das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft. In enger Abstimmung mit den Projektpartnern, insbesondere der EnviroChemie GmbH wurden die geplanten Systemkomponenten getestet und eine Optimierung des Anlagensystems im Hinblick auf die unterschiedlichen Randbedingungen und Anforderungen (z.B. Betriebssicherheit, Qualität der Outputmaterialien etc.) durchgeführt, wobei an der Schnittstelle zu den Outputmaterialien eine enge Kooperation mit der Universität Bonn stattfand.

Die siedlungswasserwirtschaftlichen Grundlagen für das intelligente Visualisierungs- und Informationssystem (Bereitstellung von Expertenwissen, Plausibilitätskontrollen, Betriebsstrategien etc.) wurden vom FG Siedlungswasserwirtschaft (Bauingenieurwesen) und die Informationstechnischen Fragestellungen von der Arbeitsgruppe Visualisierung (Informatik) bearbeitet. Dazu gehören die Lösung technischer Fragestellungen bei der Visualisierung aber auch des Mensch-Maschine Interfaces. In enger Zusammenarbeit wurden mittels Methoden der künstlichen Intelligenz Diagnosesysteme entwickelt, die eine möglichst weitgehende Selbststeuerung des Systems bei gleichzeitig hoher Betriebssicherheit ermöglichen. Bei der Integration der neu entwickelten Systeme bestand eine enge Verzahnung mit der ap system engineering GmbH.

Villeroy & Boch AG

Villeroy & Boch entwickelte im Rahmen von KOMPLETT funktionalisierte Sanitärkeramiken, die auch bei höheren Temperaturen (z.B. in heißen Klimaten) über antibakteriell wirksame Dotierungen oder Photokatalyse hygienisierende Wirkung entfalten. Diese Keramik soll u.a. eine Belastung von Mikroorganismen durch den Einsatz von Brauchwasser vermeiden. In Kooperation mit Sanitärinstallationssystem-Anbietern wurden weiterhin neue Lösungen für Extremwassersparsysteme entwickelt, um die verfahrenstechnischen Komponenten der Aufbereitungsanlagen möglichst klein und damit kostengünstig auslegen zu können.

EnviroChemie GmbH

Im Vorhaben verantwortete die EnviroChemie GmbH (EC) als Anlagenbaufirma für Wassertechnik die gesamte Verfahrenstechnik zur Grau- und Schwarzwasseraufbereitung. Im Bereich der Verfahrenstechnik wurde die EnviroChemie GmbH dabei durch die Projektpartner der TU Kaiserslautern unterstützt. Die Auswahl, Konstruktion und Fertigung der Anlagenmodule erfolgte in Projektteams aus Maschinenbauingenieuren,

Verfahrenstechnikern und technischem Personal. Der Bau der Behandlungsmodule und die Integration dieser Module in eine mobile Pilotanlage lag ebenfalls im Aufgabenbereich von EC. Die elektrotechnische Ausrüstung der Anlagenmodule wurde in Abstimmung mit der ap systems engineering GmbH integriert und die Mess- Steuer und Regeltechnik überprüft. Zusammen mit den Partnern aus den Forschungseinrichtungen wurde die mobile Containeranlage für die Technikums- und Pilotphase an zwei unterschiedlichen Standorten installiert und in Betrieb gesetzt. Im laufenden Versuchsbetrieb umfassten die Aufgaben von EC bevorzugt Anlagenwartungen und die schnelle Störungsbeseitigung. Modifikationen der Anlagentechnik wurden aufgrund der Betriebserfahrungen im sogenannten Technikums-betrieb durch EC geplant und vor Übergang in den Pilotbetrieb praktisch umgesetzt. Einzelne Anlagenmodule wurden geändert bzw. aus der Aufbereitungskette entfernt und neue Komponenten eingefügt. Der Aufbau und die Inbetriebnahme der modifizierten Pilotanlage erfolgte unter Zusammenführung aller Teile des KOMPLETT-Systems (Wassertechnik, Sanitärkeramik und Vermikompostierung) am Standort des Projektpartners FhI UMSICHT. Dort begleitete EC den Pilotbetrieb mit Routinewartungen und Störfalleinsätzen, um die möglichst reibungslose Funktion der verfahrenstechnischen Komponenten sicherzustellen. Im Routinebetrieb wurden die neuentwickelten Instrumente zur Fernüberwachung und Anlagendiagnose erprobt und optimiert.

Universität Bonn

Von der Universität Bonn waren das Institut für Hygiene & Öffentliche Gesundheit und das Institut für Nutzpflanzenforschung und Ressourcenschutz mit der wissenschaftlichen Begleitung des Projektes beschäftigt.

Am Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz - Bereich Pflanzenernährung (INRES-PE) wurden die anfallenden Feststoffe mittels Vermikompostierung behandelt. Hierbei handelt es sich um einen aeroben "kalten" Kompostierungsprozess, der von Mikroorganismen und Würmern geleistet wird. Im Gegensatz zur Heißrotte (konventionelle Kompostierung) ist die Vermikompostierung ein empfindlicheres Verfahren, das zur Behandlung von kleineren, kontinuierlich anfallenden Substratmengen geeignet ist. Die Herausforderung lag darin, einen kontinuierlichen Prozess in einem stabilen Betrieb zu gewährleisten. Der Kompostierungsprozess sollte automatisch überwacht und gesteuert werden. Hierzu wurden akustische Methoden verwendet. Das anfallende Substrat wurde auf dessen Einsatz als organisches Düngemittel in der Landwirtschaft überprüft.

Am Institut für Hygiene & Öffentliche Gesundheit wurde von der AG Public Health & Medizinische Geographie (PD Dr. Kistemann) zum einen die hygienische Sicherheit des geplanten KOMPLETT-Systems und zum anderen die hygienisch sichere Verwertung von anfallenden Wertstoffen untersucht. Die vom INRES-PE produzierten Komposte sollten als gesundheitlich unbedenkliches und akzeptables Produkt dem Verbraucher zur Verfügung gestellt werden können. Ebenso wurde der hygienisch-mikrobiologisch einwandfreie Betrieb der Anlage überwacht. Innerhalb des Projektes wurde am Hygiene-Institut der Nachweis pathogener Viren, speziell von Noroviren, forciert und die Suche nach geeigneten Indikatoren für die Routineüberwachung der Wasserqualität hinsichtlich viraler Erreger weiter verfolgt.

Von der AG Desinfektionsmitteltestung (Dr. Gebel) wurden zur Bestimmung der Rückhaltekapazität der installierten Module biodosimetrische Untersuchungen durchgeführt, wobei verschieden große Modellorganismen in das System eingespeist wurden. So war es möglich, Aussagen über das Rückhaltevermögen bzw. das Inaktivierungspotential nicht nur gegenüber Bakterien, sondern auch für Sporen und Viren zu erhalten. Da diese Untersuchungen während des laufenden Betriebes der Anlage durchgeführt wurden, können etwaige Unsicherheiten in der Aufbereitung erkannt werden. Daneben testete die AG Desinfektionsmitteltestung in enger Kooperation mit der Fa. Villeroy&Boch spezielle Materialien aus dem Bereich der Sanitärkeramik unter hygienisch-mikrobiologischen Gesichtspunkten auf deren antimikrobielle Wirksamkeit.

ap system engineering GmbH

Die Konzeption und Umsetzung der gesamten Elektro-, Steuer-, Mess- und Regelungstechnik bildete den Arbeitsschwerpunkt der ap system engineering GmbH. Der Einsatz kommunikationsfähiger Schalt- und Messgeräte sowie die Entwicklung neuartiger Steuerungs- und Regelungskonzepte bildet die Grundlage für moderne und intelligente Systeme. Systemschnittstellen auf Grundlage fortschrittlicher Internettechnologien sollen externen Komponenten zur Analyse, Optimierung, Diagnose und Wartung den kompletten durchgängigen Zugriff sicherstellen und somit die Basis für zukunftsweisende Betriebsführungsmodelle bilden.

Fraunhofer UMSICHT

Das Fraunhofer Institut UMSICHT übernahm innerhalb des Projektes die Aufgaben des Anlagenbetreibers im Rahmen des Pilotbetriebes.

In der letzten Phase der Entwicklung, bei der erstmals mit geschlossenen Teilkreisläufen sowie gekoppelten Systemen und der damit einhergehenden Problematik einer möglichen Anreicherung von Problemstoffen gearbeitet wurde, wurde das KOMPLETT-System auf dem Gelände von Fraunhofer UMSICHT als Demonstrationsanlage integriert und über einen Zeitraum von mehreren Monaten betrieben und optimiert. Gemeinsam mit den beteiligten Partnern gehörten neben der Planung und Umsetzung der Anlagenintegration, die Betreuung des Anlagenbetriebs sowie dessen Qualitätsüberwachung, die spezifische Dotierung mit Pharmawirkstoffen und Ermittlung der Abbauvorgänge sowie die Bewertung und Dokumentation aus Anwendersicht inklusive von Akzeptanzbetrachtungen zu den Aufgaben von Fraunhofer UMSICHT.

1.4 Vorgehensweise

Die Untersuchungen wurden auf drei unterschiedlichen Maßstabsebenen durchgeführt: in einer ersten orientierenden Projektphase wurden seit Sommer 2006 Versuche zur Charakterisierung der unterschiedlichen Abwasserfraktionen und Optimierung einzelner Anlagenkomponenten, insbesondere der biologischen Behandlung der beiden Teilströme mit getrennt erfassten Grau- und Schwarzwasser aus einem Betriebsgebäude in einer **Versuchsanlage** auf der Zentralkläranlage Kaiserslautern durchgeführt.

In einem zweiten Schritt wurde seit Anfang 2007 in einem Wohnblock der Bau AG in der Innenstadt von Kaiserslautern eine **Technikumsanlage** für ca. 20 EW betrieben. Die hier installierte Verfahrenstechnik, die neben biologischen Behandlungsstufen auch Verfahrensstufen zur weitergehenden chemisch-physikalischen Wasseraufbereitung sowie zur Desinfektion und Elimination von Spurenstoffen beinhaltete wurde erprobt, evaluiert und optimiert. Parallel dazu fanden Funktionstests der Sanitärprodukte statt; das intelligente Diagnosesystem wurde entwickelt und auf Funktionalität getestet. Basierend auf den Ergebnissen der Technikumsphase wurden abschließend die verfahrenstechnischen Einheiten und Komponenten ausgewählt, die sich im Technikumsbetrieb als notwendig erwiesen hatten und das Aufbereitungssystem einer Revision unterzogen.

In einer abschließenden **Pilotphase** wurde das gegenüber der Technikumsphase modifizierte Komplett-System in ein Bürogebäude des Fraunhofer Instituts (FhI) UMSICHT in Oberhausen integriert und betrieben. Dabei wurden die Teilkreisläufe für Grau- und Schwarzwasser geschlossen und die Systeme (Sanitärtechnik, Reinigung, Verwertung, Visualisierung) vollständig gekoppelt, wodurch zusätzliche Fragestellungen wie die Problematik der Anreicherung von (Schad-) Stoffen untersucht und abschließend die Einzelkomponenten angepasst werden konnten.

2 Stand des Wissens

Nachfolgend wird ein kurzer Überblick über den Stand des Wissens gegeben. Zusätzlich wird an ausgewählten Stellen detaillierter auf die aktuelle Literatur eingegangen.

2.1 Neuartige Sanitärsysteme

2.1.1 Begriffsdefinition und Elemente

Unter dem Begriff Neuartige Sanitärsysteme (NASS) werden ressourcenorientierte Konzepte zur Abwasserbewirtschaftung zusammengefasst. Der wesentliche Grundsatz dieser Konzepte besteht darin, die Abwasserströme bei zu Wohnzwecken genutzten Anlagen oder ähnlichen Herkunftsbereichen nach ihrer Zusammensetzung zu trennen und einer differenzierten Behandlung zuzuführen, sodass durch Nutzung bzw. Wiederverwendung von Wasser- und Abwasserinhaltstoffen eine Minderung der Gewässerbelastung und die Schließung von Wasser- und Nährstoffkreisläufen erreicht wird (DWA, 2008). NASS beruhen daher auf den folgenden grundlegenden Säulen:

Stoffstromtrennung

Zentrales Element neuartiger Sanitärsysteme ist die Trennung der verschiedenen häuslichen Abwasserteilströme entsprechend ihrer Zusammensetzung. Demgemäß kann häusliches Abwasser, bei Vernachlässigung von auf Grundstücken anfallendem Niederschlagswasser (Regenwasser) grundsätzlich in die Teilströme Schwarzwasser und Grauwasser aufgeteilt werden. Die sich darüber hinaus ergebenden Subkategorien verdeutlicht Tabelle 1.

Tabelle 1: Stoffströme des häuslichen Abwassers

Häusliches Abwasser	
➔ Grauwasser: Stoffstrom aus dem häuslichen Bereich ohne Fäkalien	
➔ stark belastetes Grauwasser:	Grauwasser aus Küche und/oder Waschmaschine
➔ schwach belastetes Grauwasser:	Grauwasser ohne Küchen- und Waschmaschineabfluss
➔ Schwarzwasser: Fäkalien mit Spülwasser	
➔ Braunwasser: Fäzes mit Spülwasser ▪ Fäzes: Kot, feste menschliche Ausscheidungen ▪ Spülwasser	
➔ Gelbwasser: Urin mit Spülwasser ▪ Urin: flüssige menschliche Ausscheidungen ▪ Spülwasser	

Schwarzwasser ist die Mischung aus Urin und Fäzes, welches gemeinsam mit Spülwasser abgeleitet wird. Die Begriffe Gelbwasser und Urin beschreiben den verdünnten bzw. unverdünnten flüssigen Anteil der menschlichen Ausscheidungen. Analog sind die Begriffe

Braunwasser und Fäzes für den festen Anteil zu verstehen. Urin und Fäzes ohne Spülwasser werden als Fäkalien bezeichnet.

Grauwasser ist häusliches Schmutzwasser aus Duschen, Badewannen, Handwaschbecken, Waschmaschinen, Geschirrspülmaschen sowie Küchenspülen. Es kann hinsichtlich seiner Anfallstellen (Li, 2004) in stark belastetes Grauwasser aus der Küche und/oder aus der Waschmaschine und schwach belastetes Grauwasser ohne Küchen- und Waschmaschineneinfluss unterschieden werden (DWA, 2008).

Die sich durch Stoffstromtrennung in den Fraktionen Grauwasser, Fäzes und Urin für die Parameter Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Kalium jeweils ergebenden Frachtanteile sowie die sich ergeben Volumenanteile der genannten Teilströme sind in Abbildung 2 sowohl prozentual als auch einwohnerspezifisch dargestellt.

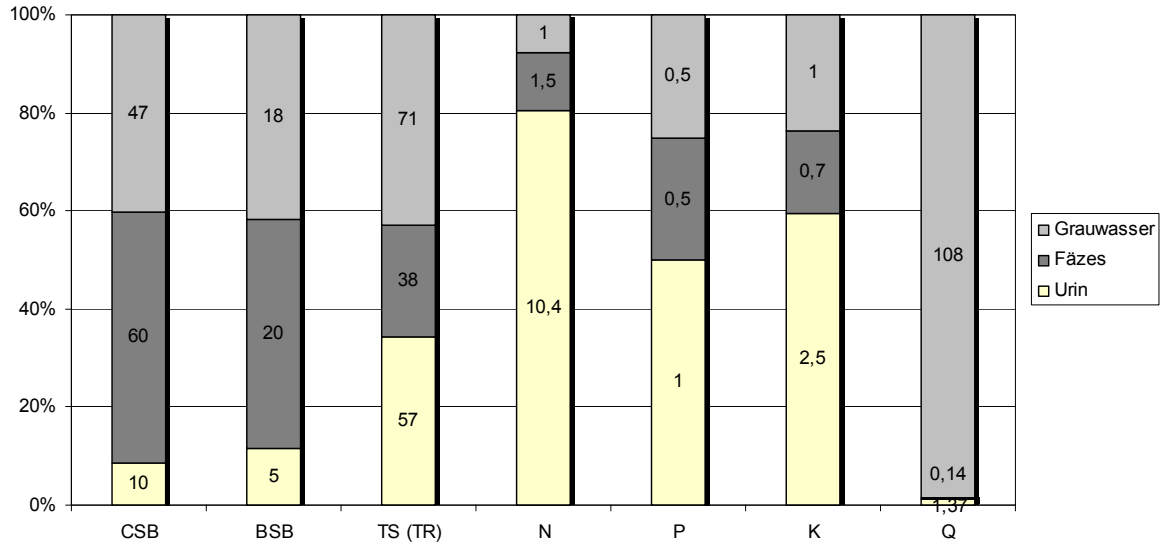


Abbildung 2: Einwohnerspezifische Frachten [g/(E·d)] bzw. Volumenströme [L/(E·d)] in den Teilströmen Grauwasser, Fäzes und Urin des häuslichen Abwassers nach DWA (2008)

Es wird deutlich, dass ein Großteil der im häuslichen Schmutzwasser enthaltenen Nährstoffe im Urin zu finden ist. Der Urin enthält fast die gesamte Stickstofffraktion (81 %), zusätzlich noch etwa die Hälfte der Phosphorfraktion (50 %) sowie rd. 60 % des Kaliumanteils. In den Fäzes ist etwa die Hälfte der CSB-Fraktion sowie etwa 40 % der Phosphorfracht enthalten. Das Grauwasser enthält weitere 40 % des gesamt anfallenden CSB sowie etwa 34 % des Kaliums, während Stickstoff und Phosphor nur in geringen Prozentanteilen vorhanden sind.

Grauwasser stellt folglich, gemessen an den hier betrachteten Inhaltsstoffen, den am geringsten belasteten Teilstrom dar, der jedoch volumenmäßig den Hauptanteil des häuslichen Schmutzwassers einnimmt. Urin dagegen, der nur ca. 1 % des gesamten häuslichen Schmutzwassers ausmacht, stellt den größten Anteil des Stickstoffs, des Phosphors und des Kaliums.

Stoffliche Verwertung

Aus den dargelegten Zusammenhängen wird ersichtlich, dass sich durch eine separate Erfassung der Teilströme des häuslichen Abwassers und deren Behandlung Möglichkeiten der Nutzung und Wiederverwendung von Abwasser und der darin enthalten Nährstoffe ergeben, die bei konventionellen Abwasserinfrastruktursystemen aufgrund der Vermischung und Verdünnung der Abwässer nur eingeschränkt oder gar nicht möglich sind. Dies sind im Wesentlichen:

- die Verwertung der Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium aus getrennt erfasstem Urin bzw. Gelbwasser (Produktion eines Mineraldüngers)
- die energetische Verwertung der im Schwarz- oder Braunwasser enthaltenen organischen Verbindungen zur Gewinnung von Biogas (Wärme- und/oder Energieerzeugung)
- die Verwertung der organischen und anorganischen Verbindungen aus dem getrennt erfassten Schwarzwasser (Produktion eines organisch-mineralischen Pflanzennährstoffs)
- die Wiederverwendung von hygienisch-mikrobiologisch gering belastetem Grau- und Regenwasser (Verwendung als Brauch- bzw. Betriebswasser)

Abwasservermeidung

Neben der Stoffstromtrennung und deren Verwertung stellt die Vermeidung von Abwasser durch Verminderung seiner Menge und seiner Schädlichkeit ein weiteres wichtiges Element neuartiger Sanitärsysteme dar.

Abwasservermeidung geht direkt einher mit der Senkung des Trinkwasserverbrauchs. Dies kann durch den Einsatz Wasser sparender Armaturen bzw. durch Mehrfachnutzung einzelner Teilströme (Grauwasser, Regenwasser) für Anwendungen ohne Anspruch auf Trinkwasserqualität (Toilettenspülung, Wasche waschen etc.) erreicht werden. Ebenso trägt der Bau von modifizierten Misch- bzw. Trennsystemen zur Stadtentwässerung diesem Ziel Rechnung (Herbst, 2008).

Betrachtet man die Nährstoffzusammensetzung des Abwassers (Abbildung 2), so ist weiterhin zu erkennen, dass häusliches Schmutzwasser ohne Urin oder Fäzes einem ausgeglichenen Nährstoffverhältnis sehr nahe kommt. Es ergeben sich demzufolge, aufgrund der Verringerung der Stickstoff- und Phosphorfrachten im Abwasser Einsparpotenziale hinsichtlich der Nährstoffelimination in Kläranlagen, da ein Großteil des im Abwasser enthaltenen Stickstoffs und Phosphors in Biomasse umgebaut würde (Niederste-Hollenberg, 2003; Schmitt et al., 2007; Kaufmann et al., 2008). Zusätzlich kann eine Reduktion der aus Kläranlagenabläufen und der Mischwasserentlastung in die aquatische Umwelt eingetragenen Nährstoffe erreicht werden (Kaufmann et al., 2008) und es ergibt sich die Möglichkeit z.B. pathogene Keime, die in hohen Mengen in Fäzes enthalten sind (Wendler, 2005; Lindner, 2008) oder urinbürtige Mikroschadstoffe (Herbst, 2008) gezielt aus dem Abwasserstrom zu entfernen und zu eliminieren, sodass diese nicht mehr in den natürlichen Wasserkreislauf gelangen.

2.1.2 Projektbeispiele

Die Trennung von Schwarz- und Grauwasser bzw. Urin kennzeichnen eine Vielzahl von Projekten und wissenschaftlichen Arbeiten, die seit Mitte der 90er Jahre insbesondere in Skandinavien, Österreich, der Schweiz und Deutschland durchgeführt wurden. In Otterpohl et al. (1999) werden erstmals mögliche Verfahrenskombinationen Neuartiger Sanitärsysteme vorgestellt. Hierbei werden zehn Szenarien, mit Unterszenarien beschrieben. Eine Übersicht über durchgeführte Pilotprojekte ist u.a. in Rudolph und Schäfer (2001) sowie Herbst (2008) enthalten. Einen ausführlichen Überblick über die derzeit eingesetzten Techniken zur getrennten Erfassung, Ableitung und möglichen Aufbereitungsverfahren von Abwasserteilströmen liefern Wilderer und Paris (2001), DWA (2008) und Herbst (2008).

Zur Behandlung und Aufbereitung der unterschiedlichen Teilströme des häuslichen Abwassers werden physikalische, chemische und biologische Verfahren eingesetzt. Je nach Zusammensetzung, Gefährdungspotenzial und Widerverwendungszweck werden verschiedene Verfahren oder Verfahrenskombinationen verwendet. Hierbei zeichnen sich mehrere grundlegende Varianten ab:

- Sammlung der Fäkalien in Vakuumtoilettensystemen; anaerobe Behandlung des anfallenden Schwarzwassers mit Biogasgewinnung; Grauwasserbehandlung in technischen oder naturnahen Anlagen.
- Einsatz von Separationstoiletten; Verwendung des Urins als Dünger nach vorheriger Speicherung; ggf. Rotte oder Kompostierung der Fäkalien; Grauwasserbehandlung in technischen oder biologischen Anlagen.

Für detaillierte Informationen zu den oben genannten Themen und Projekten wird auf die zitierte Literatur verwiesen. Nachfolgend wird eine kurze tabellarische Zusammenstellung der bedeutendsten Projekte gegeben, die sich mit der Erarbeitung und wissenschaftlichen Begleitung neuer Techniken und deren Umsetzungsmöglichkeiten im deutschsprachigen Raum befassen und die eine vergleichbare Zielsetzung verfolgen. Eine tabellarische Zusammenstellung der für das KOMPLETT-Projekt relevanten wissenschaftlichen Arbeiten ist der Tabelle 3 zu entnehmen.

Tabelle 2: Behandlungsziele von Projekten zur nachhaltigen Abwasserentsorgung

Pilotprojekte		
Name	**Jahr**	**Inhalte**
Wohnsiedlung Lübeck Flintenbreite (Oldenburg et al., 2008)	1999	- Vakuumentwässerung für Schwarzwasser und anaerobe Behandlung zusammen mit Bioabfällen - Schwerkraftentwässerung für Grauwasser und Behandlung in einem Bodenfilter - Versickerung von Regenwasser

NOVAQUATIS (Larsen und Lienert, 2007)	2000	- Urinseparierung über sogenannte NoMix-Toiletten - Speicherung und Transport des Gelbwassers zu einer zentralen Behandlungs-/ Aufbereitungsanlage bzw. Kläranlage - Gelbwasser- bzw. Urinbehandlung mittels Vakuumeindampfung, Elektrodialyse etc.
Öko-Siedlung Allermöhe, Hamburg (DWA, 2008)	2002	- Separation von Grauwasser, Behandlung über gepflanzten Bodenfilter und anschließende Ableitung in Vorfluter - Kompostierung von Fäkalien (Urin und Fäzes) gemeinsam mit Haushaltabfällen
Lambertsmühle (Bastian et al., 2005)	2003	- Urinseparation (Einsatz von Urinseparationstoiletten und wasserlosen Urinalen) - Speicherung von Gelbwasser bzw. Urin zur landwirtschaftlichen Wiederverwendung (keine Behandlung) - Braunwasserbehandlung in Rottesäcken - Grauwasserbehandlung (gemeinsam mit Filtrat Braunwasserbehandlung) mittels Pflanzenkläranlage
MODULAARE (Antakyali et al., 2008)	2003	- Schwerkraftentwässerung des gesamten Abwasserstroms - Behandlung mittels Membran-Bio-Reaktor zur Wiederverwendung als Brauchwasser zur Gartenbewässerung oder zu Reinigungszwecken - Anaerobe Behandlung von Bioabfällen gemeinsam mit Überschussschlamm des MBRs
Zer0-M (Regelsberger et al., 2007)	2003	- Trennung des Abwassers in Grau- und Schwarzwasser - Aufbereitung durch biologische, physikalische Verfahren - Wiederverwendung zur Toilettenspülung oder Bewässerung
Black Water Cycle (Lindner et al., 2004)	2004	- Schwarzwasser- bzw- Urinbehandlung mittels Fest-Flüssigtrennung, Membran-Bio-Reaktor, Teilstrom MAP-Fällung und UVC-Bestrahlung - Wiederverwendung als Toilettenspülwasser
SolarCity Linz Pichling (DWA, 2008)	2005	- Urinseparation und -behandlung zur landwirtschaftlichen Verwertung der Nährstoffe - gemeinsame Schwerkraftableitung von Braun- und Grauwasser - Behandlung der Feststoffe mittels Kompostierung - Behandlung der flüssigen Phase in bepflanztem Bodenfilter

SCST-Projekt, (Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Grey Water), Berlin Stansdorf (Peter-Fröhlich et al., 2008)	2005	- Urinseparation (Einsatz von Vakuum- und Schwerkrafttrenntoiletten) - Gelbwasserbehandlung mittels Vakuumverdampfung, Dampfstrippung, Fällung, Ozonierung und UVC-Bestrahlung sowie zusätzlich Gelbwasserspeicherung zur landwirtschaftlichen Wiederverwendung - Grauwasserbehandlung im Bodenfilter bzw. Membranbioreaktor
DEUS 21 (Hillenbrand, 2009)	2005	- Vakuumentwässerung des gesamten Abwassers - anaerobe Abwasserbehandlung mit dem Ziel der Nährstoffrückgewinnung (Phosphor und Stickstoff) - Aufbereitung von Regenwasser zu sogenanntem Pflegewasser (Wasser mit Trinkwasserqualität)
Zermatt (Böhler et al., 2007)	2006	- Behandlung von Schwarzwasser und Abwasser aus Handwaschbecken mittels Fest-Flüssigtrennung, Membran-Bio-Reaktor und Pulver-Aktiv-Kohle - Wiederverwendung zur Toilettenspülung und in Waschbecken
Hamburg Water Cycle (Schönlau et al., 2008) *derzeit in Planung*	2008	- Vakuumentwässerung für Schwarzwasser und anaerobe Behandlung zusammen mit weiterer Biomasse - Schwerkraftentwässerung für Grauwasser, aerobe Behandlung und Ableitung in Vorflut - Regenwasserableitung in Vorflut
DeSa/R-Projekte der Fa. Huber (Paris et al., 2007)		- Separation von Grau-, Braun- und Gelbwasser mittels Schwerkraftsepartionstoiletten und wasserlosen Urinalen - Gelbwasser- bzw. Urinbehandlung zur MAP-Fällung - Braunwasserbehandlung -optional zusammen mit Küchenabfällen- in Biogasreaktor - Grauwasserbehandlung mittels Membran-Bio-Reaktor

Wie Tabelle 2 zu entnehmen ist, ist eine direkte Vergleichbarkeit der bereits abgeschlossen, parallel durchgeführten oder geplanten Pilotprojekte mit dem KOMPLETT-Projekt recht schwierig, da die jeweiligen Behandlungsziele und damit die eingesetzte Verfahrenstechnik sehr unterschiedlich sind. Es ist ersichtlich, dass bei den meisten der eruierten Projekte oder wissenschaftlichen Arbeiten eine Trennung des Schwarzwassers in die Fraktionen Gelbwasser und Braunwasser stattfindet, wobei das Gelbwasser (meist nach einer Lagerung bzw. Aufbereitung) direkt als Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt werden soll. Das Braun- bzw. Schwarzwasser wird entweder anaerob behandelt (um damit Biogas und hieraus Energie zu erzeugen; die verbliebenen Feststoffe werden zur Düngung eingesetzt) oder aber nach einer entsprechenden Reinigung zur Bewässerung eingesetzt. Eine Aufbereitung des Grauwassers bis hin zu einer Trinkwasserqualität erfolgt in keinem Projekt.

Das KOMPLETT-Projekt geht von seiner Zielsetzung daher über die beschriebenen Ansätze hinaus: im Rahmen von KOMPLETT können – in Abhängigkeit von den jeweiligen regionalen bzw. klimatischen Anforderungen – unterschiedliche Wasserqualitäten erzeugt werden. Das Grauwasser kann – sofern erforderlich – durch Nutzung der entsprechenden Verfahrensstufen bis zur ‚Trinkwasserqualität' aufbereitet werden, alternativ dazu kann jedoch auch eine gezielte Aufbereitung zu Toilettenspülwasser bzw. Bewässerungswasser unter Einhaltung der geforderten Qualitätsziele erfolgen. Beim Schwarzwasser ist optional eine Aufbereitung als Toilettenspülwasser bzw. Bewässerungswasser möglich. Alternativ ist denkbar, durch eine entsprechende Fahrweise der flexibel betreibbaren biologischen Reinigungsstufe eine Aufkonzentrierung der Nährstoffe zu erzielen, sodass das erzeugte Wasser als Flüssigdünger genutzt werden kann. Die große Stärke des Systems liegt damit einerseits in der erreichbaren hohen Qualität der aufbereiteten Wässer sowie der Möglichkeit, sich flexibel an die spezifischen Anforderungen des Standortes anzupassen.

Tabelle 3: Wissenschaftliche Arbeiten

Wissenschaftliche Arbeiten		
Name	**Jahr**	**Inhalte**
BMBF	2001	Integrierte Ver- und Entsorgung für urbane Gebiete (Wilderer und Paris, 2001), gefördert durch BMBF
BMBF	2001	Untersuchungen zum internationalen Stand und Entwicklungen alternativer Wassersysteme (Rudolph und Schäfer, 2001), gefördert durch BMBF
SU-SAN	2005	Nachhaltige Strategien zur Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (Strakl et al., 2005)
Dissertation	2008	The Black Water Loop: Water Efficiency and Nutrient Recovery Combined (Lindner, 2008)
Dissertation	2008	Anaerobic Digestion of Blackwater and Kitchen Refuse (Wendland, 2008)
Dissertation	2008	Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme (Herbst, 2008)
Dissertation	2009	Treatment of Household Grey Water for Non-potable Reuses (Li, 2009)
Dissertation	2009	Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme (Hillenbrand, 2009)

2.2 Hygiene

Wasserbürtige Erkrankungen werden vielfach durch Pathogene ausgelöst, die mit dem Stuhl ausgeschieden werden. Von diesen Krankheitserregern sind einige im Wasser lange überlebensfähig. Zusätzlich verfügen manche dieser Mikroorganismen durch z.B. Dauerformen von Parasiten und Sporen über eine erhöhte Widerstandsfähigkeit gegenüber

chemischen Desinfektionsverfahren oder sie zeichnen sich durch eine geringe Infektionsdosis (Viren und Protozoen) aus.

Andere Pathogene, die in Wassersystemen ein Risiko darstellen können, sind Umweltbakterien, die in der Hausinstallation geeignete Bedingungen für eine massive Vermehrung vorfinden können. Neben den bekannteren Legionellen handelt es sich hierbei um *Pseudomonas aeruginosa*, *Aeromonas* spp. und atypische Mykobakterien (Leclerc et al., 2002).

2.2.1 Hygienisch mikrobiologische Aspekte des Wasserrecyclings

Die Wiederverwertung von Trinkwasser und die Etablierung dezentraler Wasserver- und Entsorgungssysteme sind vor dem Hintergrund des steigenden Bedarfs an Trinkwasser weltweit eine notwendige Entwicklung. Zahlreiche Publikationen verdeutlichen die Notwendigkeit des Recyclings von Abwasser, insbesondere in den Ländern der östlichen Mittelmeerregion, um genügend Trink- und Brauchwasser zur Verfügung stellen zu können (Al-Salem, 2001; Atallah et al., 1999; Sobsey and Bartram, 2003). In Ländern mit Wasserknappheit wird heutzutage schon Abwasser zu Bewässerungszwecken verwendet und dies bedingt ein hohes Gesundheitsrisiko. So ist die Prävalenz von Darmparasitosen bei Personen mit Kontakt zu unbehandeltem Abwasser in Marokko doppelt so hoch wie in einer Kontrollgruppe ohne Abwasserkontakt (El Kettani et al., 2008).

Studien zum Abwasserrecycling beschäftigen sich mit der Nachhaltigkeit verschiedener Abwassersysteme, ökologischen und ökonomischen Auswirkungen (Hellstrom et al., 2008; Memon et al., 2007; Muga and Mihelcic, 2008). Daneben werden die mikrobiologischen Charakteristika des Grauwassers erfasst (Birks and Hills, 2007; Casanova et al., 2001; Halalsheh et al., 2008) und erste praktische Anwendungen zeigen mögliche Probleme auf, wie Geruchsbelästigung und erhöhte Fäkalindikatorkonzentrationen im Toilettenspülwasser (Albrechtsen, 2002). Ottoson und Stenstrom (2003) errechneten ein deutlich erhöhtes Risiko für Rotavirusinfektionen und Salmonellosen bei der Wiederverwendung von Grauwasser und empfehlen, dieses nur nach weiterer Aufbereitung einzusetzen. Dies lässt sich am Beispiel des Grauwasserrecyclingsystems im Londoner Millenium Dome zeigen, bei dem kein nennenswertes Bakterienwachstum im Leitungssystem festgestellt wurde (Birks et al., 2004). Weitere Risiken können bei einer Kreislaufführung des Wassers durch pharmazeutische Rückstände - insbesondere Antibiotika - entstehen. Denkbar ist die Ausprägung von neuen Resistenzen oder Mehrfachresistenzen bei Bakterien, sowie die Übertragung von Mehrfachresistenten Erregern über das Wasser (Haas et al., 2007; Kohnen et al., 2007). Durch die Elimination vorhandener Mikroorganismen während der Aufbereitung kann ein Eintrag in die Umwelt jedoch vermieden und die Resistenzbildung unterbunden werden.

Beim Recycling von Wasser ist also die Sicherstellung der benötigten Qualität für Trink- bzw. Brauchwasser eine unabdingbare Voraussetzung, um trinkwasser-assoziierte Erkrankungen, zu verhindern (Al Salem and Abouzaid, 2006; Aziz, 2005; Carr et al., 2004; Dewettinck et al., 2001; Exner and Kistemann, 2004; Sobsey and Bartram, 2003; Yokoi et al., 2006). Da sowohl parasitäre (Betancourt and Rose, 2004; Exner and Gornik, 2004; Exner et al., 2001), bakterielle (Clasen et al., 2007; Clasen and Bastable, 2003; Oswald et al., 2007; Ries et al., 1992; Swerdlow et al., 1992) als auch virale (Werber et al., 2009), Trinkwasser-assoziierte Erkrankungen eine Rolle spielen, muss sichergestellt werden, dass die Verfahrensstufen -

die in einer Recyclinganlage für die Aufbereitung von Abwasser und Brauchwasser eingesetzt werden – das gesamte Spektrum an unterschiedlich großen und widerstandsfähigen humanpathogenen Mikroorganismen zurückhalten bzw. inaktivieren. Ähnlich wie in der Lebensmittelindustrie sollte auch bei Systemen, die der Wasseraufbereitung dienen, das HACCP-Konzept integriert werden, um die komplette Aufbereitungsabfolge bis hin zum fertigen Produkt qualitätsgesichert zu überwachen (Exner and Kistemann, 2004). Die Inaktivierung der Mikroorganismen soll in jedem Fall ausreichend sein, um das behandelte Wasser nach internationalen Richtlinien zur Bewässerung einsetzen zu können (Yoon et al., 2004) und eine Elimination von Polio- und Enteroviren zu erreichen (Lazarova and Savoys, 2004).

2.2.2 Biodosimetrie

Die Entwicklung von Methoden, die eine qualitätsgesicherte Überwachung und Überprüfung des speziellen Aufbereitungssystems zulässt, ist essentiell. Zur Wasseraufbereitung stehen verschiedene Membran- und Desinfektionstechnologien zur Verfügung, deren Rückhaltevermögen im Anlagebetrieb situationsgerecht quantitativ bestimmt und überwacht werden muss.

Die Membrantechnologie stellt bei der Wasseraufbereitung eine innovative Technik dar. Zur Überprüfung von Membranfiltrationseinheiten werden Bakterien, deren Sporen und/oder Coliphagen (MS2-Phagen) eingesetzt. Durch die Membranfiltration (Mikrofiltration) können Bakteriensporen um mehr als 3 $\log_{10}$-Stufen zurückgehalten werden (Huertas et al., 2003). Der DVGW fordert inzwischen eine Reduktion der MS2-Phagen um mindestens 99,99% (DVGW, 2004b). Ein standardisiertes Testverfahren zur Ermittlung des Virusrückhaltes ist bisher laut DVGW jedoch nicht bekannt (DVGW, 2006). Ein wichtiger und nicht zu vernachlässigender Aspekt bei den Membrantechnologien, ist die Sicherstellung einer gleich bleibenden Qualität der Membranen. So zeigte beispielsweise Hu et al. (2003), dass bereits kleinste Löcher in den Membranen zum Durchlass von kleinsten Partikeln, wie Viren, führen können. Auch die Ablagerungen von organischen oder anorganischen Stoffen auf den Membranen, müssen für die Aufrechterhaltung der Qualität beachtet werden (Chen and Huang ; Khan et al. ; Ping Chu and Li). Die biodosimetrische Untersuchung zum Rückhaltevermögen von verschiedenen Membranfiltrationsanlagen ist am Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit (IHÖG) der Universität Bonn bereits erprobt und lässt in der Regel für jede Betriebsituation eine individuelle Untersuchungslösung zu, die letztlich auch die oben beschriebenen Problematiken bei der Überprüfung mit erfasst (Gebel et al., 1998).

Die Ozonung zur Abwasseraufbereitung ist im Hinblick auf die Inaktivierung von Mikroorganismen (Xu et al., 2002) und zum Abbau organischer Wasserinhaltsstoffe ein wichtiger Verfahrensschritt (DVGW, 2004a; Uhl, 2001) und kommt auch bereits in Risikobereichen wie Dialysezentren zum Einsatz (Moritz et al., 2007). Dem Ozon wird schon seit Jahrzehnten eine schnelle und zuverlässige Inaktivierung von Mikroorganismen, inklusive der bakteriellen Sporen, zugesprochen (Bringmann, 1954). In einer Studie von Tanner et al. (Tanner et al., 2004) wird eine Reduktion der Bakterien und Viren von 3 bis 6 $\log_{10}$-Stufen beschrieben. Rotaviren werden in Suspension sogar um 8 $\log_{10}$-Stufen reduziert (Khadre and Yousef, 2002) In einer Studie von Sommer et. al (2004) konnte jedoch gezeigt werden, dass Bakteriensporen nur unzureichend inaktiviert werden. Durch die Aufzehrung

des Ozons, gerade im Bereich der Abwasserdesinfektion - durch die vorhandenen organischen Wasserinhaltsstoffe -, ist auch hier eine biodosimetrische Überprüfung und Überwachung des Reduktionsvermögens während des Routinebetriebs notwendig.

Die UV-Technologie wird im Bereich der Abwasseraufbereitung zur Rest-Ozonvernichtung, dem zusätzlichen Abbau von organischen Bestandteilen als auch zur Inaktivierung von Mikroorganismen eingesetzt (Egberts, 1993; Egberts, 1994). Durch eine weitergehende Aufbereitung mit UV-Bestrahlung kann im Abwasser eine Bakterien- und Virenreduktion von 2-5 Log_{10}-Stufen erreicht werden (Grabow et al., 1999; Hill et al., 2002; Lazarova and Savoys, 2004). Auch Protozoen, wie Cryptosporidien und Giardien, werden durch die UV-Strahlung inaktiviert. Dabei werden nicht nur aktive Formen abgetötet, sondern auch die gegen Temperatur und pH-Wert unempfindlichen Dauerformen (Bukhari and LeChevallier, 2003; Mofidi et al., 2002; Morita et al., 2002). Die Überprüfung von UV-Anlagen mit standardisierten Biodosimetern ist, insbesondere durch BMBF-geförderte Projekte - an denen auch das IHÖG Bonn teilnahm -, inzwischen hinreichend beschrieben (Bernhardt, 1993; Bernhardt et al., 1992; Bernhardt et al., 1994; Leuker, 1996; Schoenen et al., 1990; Sommer and Cabaj, 1995). Im vorliegenden Anlagebetrieb werden Mitteldruckstrahler eingesetzt, die in erster Linie der Ozonvernichtung und dem zusätzlichen Abbau von organischen Inhaltsstoffen dienen. Die zusätzliche Inaktivierungsmöglichkeit der Mikroorganismen in Kombination mit dem verbleibenden Restozon, soll jedoch auch während des Anlagenbetriebs überprüft werden.

Die unterschiedlichen Verfahrensstufen, die verschiedenen Kombinationen dieser Module sowie die unterschiedlichen Bedingungen (organische Belastung etc.), die sich in den jeweiligen Anlagensystemen vorfinden, machen eine Überprüfung des Rückhaltevermögens und des Inaktivierungspotentials von Surrugat-Mikroorganismen während des Anlagebetriebs unabdingbar. Das kombinierte Biodosimeter bestehend aus *B.subtilis*-Sporen, *E.coli* und MS2-Phagen wurde am Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit etabliert und ist in dieser Art weltweit noch einzigartig.

Die Modellorganismen sind so ausgewählt, dass sie sich in Ihrer Größe und Widerstandfähigkeit unterscheiden. Sie werden letztlich an bestimmten Stellen gezielt in das System eingespeist, um so das Rückhaltevermögen quantifizieren zu können. Da die Untersuchungen während des laufenden Betriebes der Anlage durchgeführt werden, können so etwaige Unsicherheiten in der Aufbereitung erkannt werden.

2.3 Aufbereitung von Feststoffen mittels Vermikompostierung

Vermikompostierung bezeichnet den Umbau von organischem Material durch Mikroorganismen und Würmer zu einem erdigen Substrat. Je nach klimatischen Bedingungen werden entsprechend adaptierte Wurmarten verwendet, die meist aus epigäisch lebenden Arten rekrutiert werden. Die Würmer durchmischen und belüften hierbei das Substrat, indem sie mikrobiell voraufgeschlossenes Material aufnehmen, verdauen und wieder ausscheiden (Dominguez, 2004). Bei diesem Prozess wird ein Teil der enthaltenen organisch gebundenen Nährstoffe mineralisiert und in eine pflanzenverfügbare Form überführt. Die Würmer können täglich über die Hälfte ihres Körpergewichtes aufnehmen, wobei sie nur 5-10% des aufgenommenen Materials für ihren eigenen Bedarf benötigen. Der

Rest wird als „Vermikompost“ ausgeschieden (Edwards, 1972). Allgemein bevorzugen die Kompostwürmer stickstoffreiche Substrate wie z.B. Tierausscheidungen, aber sie können in allen Arten von organischen Reststoffen leben, wobei eine Durchmischung und Vorrotte förderlich sind. Vermikompost enthält einen hohen Anteil an organischer Substanz, die die Bodenbedingungen hinsichtlich Wasserhaltekapazität, Kationenaustauschkapazität etc. verbessern kann (Arancon et al., 2008; Edwards and Fletcher, 1988; Scheffer and Schachtschabel, 2002).

Vermikompostierung wird international zur Behandlung organischer Reststoffe eingesetzt. Es kommen Anlagen verschiedener Größenordnungen und Technisierungsstufen zum Einsatz. Generell kann man die Größenordnungen in drei Klassen einteilen: private Kleinanlagen, Anwendungen mittlerer Größe und Großanlagen, wobei die Grenzen zwischen diesen Klassen fließend verlaufen. Bei den Kleinanlagen („small-scale units“) kommen generell alle Systeme zum Einsatz, wobei hier einfache Kisten („box / batching systems“) und Austauschboden- / Stapel-Systeme („tray / stacking systems“, z.B. „Worm Wigwam“, Fa. Sustainable Agricultural Technologies) vorherrschen. Bei den mittelgroßen Anlagen („mid-scale units“) werden meist Systeme eingesetzt, die einen kontinuierlichen Durchsatz erlauben („continuous flow systems“; z.B. „Vermi Converter 4000“, Fa. Vital Earth Company), so dass der Betrieb bei der Ernte des umgesetzten Materiales (Vermikompost) fortgeführt werden kann. In Großanlagen werden vornehmlich Mieten-Systeme („windrow-systems“) oder ebenfalls großflächige Systeme mit kontinuierlichem Durchsatz betrieben (ROU, 2007).

Vermikompostierung wird aus unterschiedlichen Gründen betrieben. Die Hauptaufgaben bestehen zum Einen in der Behandlung und Stabilisierung organischer Reststoffe (private und industrielle Anwendungen). Zum Anderen sind einige Anlagen auf die Produktion von Vermikompost und Biomasse in Form von Würmern ausgelegt (kommerzielle Anwendungen). Die Würmer werden dann als Startpopulationen für andere Vermikompostierungen, als Angelköder, als Futter für Aquarien- und Terrarienbesitzer und als Futter für die Tierernährung veräußert.

Überwiegend bei (groß-)industriellen und kommerziellen Anwendungen gibt es zur Minimierung der Betriebskosten mechanisierte und automatisierte Arbeitsschritte (ROU, 2007). Die Maßnahmen reichen dabei von Häcksler/Gebläse-Kombinationen zur Substratvorgabe über automatisierte Einsatzwechsel bei “tray systems“ bis hin zu selbstfahrenden Geräten zur Substratvorgabe und Ernte (bei großen Anlagen). Die Automatisierung der „Wartung“ einer Vermikompostierung beschränkt sich meist auf eine zeitgesteuerte Bewässerung (ROU, 2007). Beispiele für die private Anwendung von Vermikompostierung und im Kleingartensektor sind weitläufig zu finden. Anwendungen im größeren (industriellen) Maßstab sind z.B. die Behandlung der Küchenabfälle einer US-Strafanstalt (SWANA, 2002) oder die Behandlung der Küchenabfälle eines Krankenhauses (Kale et al., 1992). Kommerzielle Anwendungen einer Vermikompostierung finden sich in Mitteleuropa z.B. bei den Firmen Superwurm (Langhoff, 2001), Regenwurmfarm Tacke (Tacke) oder der Fa. VermiGrand (VermiGrand). Großtechnische Umsetzungen sind z.B. die Anlage der „American Resource Recovery“ (VermiCo) oder die Behandlung des organischen Abfalls in Hong Kong (Sunburst).

Die Vermikompostierung ist aber auch nach wie vor Inhalt einiger wissenschaftlicher Untersuchungen. Projekte, in denen ein allgemeiner Einsatz der Vermikompostierung untersucht wird, sind z.B. SANSED (Birkel et al., 2009). Darüber hinaus gibt es viele

Arbeitsgruppen, die sich mit spezifischen Untersuchungen zur Vermikompostierung beschäftigen. Die Inhalte reichen von der allgemeinen Biologie der Würmer (Edwards, 1972) bis hin zu der Anwendung von Vermikompost (Ali et al., 2007; Arancon et al., 2008; Bachman and Metzger, 2008; Gutierrez-Miceli et al., 2007; Kale et al., 1992; Smith, 2008; Suthar and Singh, 2008). Zum Prozess selber gibt es z.B. Untersuchungen über die Eignung verschiedener Substrate und Würmer (Frederickson et al., 2007; Garg et al., 2006; Giulietti et al., 2008), das Zusammenspiel von Würmern und Mikroorganismen (Aira and Dominguez, 2009; Aira et al., 2006; Edwards and Fletcher, 1988) und die Optimierbarkeit verschiedener Wurm-Substrat Zusammenstellungen (Aira and Dominguez, 2008; Neuhauser et al., 1980).

Inhalt der Untersuchungen im Rahmen des KOMPLETT-Projektes war die Entwicklung einer mittelgroßen Anlage („mid-scale unit“) zur Behandlung von pastösen Feststoffen aus der Abwasserreinigung. Damit sollte die Behandlung der Feststoffe aus der Reinigung von Abwasserteilströmen ohne aufwändige und kostenintensive Trocknung erreicht werden.

Die Anlage sollte weitgehend automatisiert betrieben werden, eine direkte Verwendung des Substrates auch aus hygienischer Sicht erlauben und eine Verwertung des produzierten „Vermikompostes“ als nährstoffreichen Bodenhilfsstoff ermöglichen. Durch eine separate Einhausung und Klimatisierung ist die hier beschriebene Vermikompostierung prinzipiell überall einsetzbar.

Hygienisch-mikrobiologische Aspekte der Vermikompostierung

Am Ende der Aufbereitungskette innerhalb des KOMPLETT-System steht die Kompostierung des Festanteils aus den Toiletten und der Küchenfettabscheider. Vor dem Hintergrund einer deutlichen Zunahme von Ecosan-Projekten (Otterpohl, 2002), müssen wissenschaftliche Grundlagen zur Beurteilung der Gesundheitsgefährdung, die aus der Verwertung von Fäkalien resultieren, ermittelt werden. In einer 2002 durchgeführten Studie wird aufgrund statistischer Simulation von einer ausreichenden Elimination von Pathogenen durch die Kompostierung ausgegangen (Watanabe et al., 2002). Das KOMPLETT-Projekt bot die Möglichkeit weitere Daten zur hygienischen Beurteilung von Aufbereitungsverfahren und Komposten zu generieren.

Im Vergleich zu einer Kompostierung („Heißrotte“) entsteht bei der Vermikompostierung keine Hitze. Damit sind geringere gasförmige Verluste von Stickstoff zu erwarten (Fuchs, 2005), andererseits unterbleibt eine thermische Reduktion potentiell pathogener Mikroorganismen. Eine Reduktion wird jedoch zum Einen innerhalb der Kompostmikroflora durch Konkurrenz und Phagozytose erreicht, zum Anderen durch das Abtrocknen und die Belüftung des Substrates in der anschließenden Nachrotte (aerobe Lagerung)(Arthurson, 2008). Während eine Reduktion von Bakterien durch die Vermikompostierung möglich ist (Bustamante et al., 2008; Niisawa et al., 2008; Rechenburg, 2005), ist jedoch kaum bekannt, inwieweit Viren bei der Kompostierung eliminiert werden. Vor allem zu den häufigsten Erregern viraler Enteritis fehlen bislang Daten (Rzezutka and Cook, 2004).

Wenn in den Vermikomposten pathogene Mikroorganismen in ausreichender Konzentration vorhanden sind, können diese nicht nur von Regenwürmern, sondern auch von Nematoden aufgenommen, weiterverbreitet und auf Obst und Gemüse übertragen werden (Anderson et al., 2006). Die human-pathogenen Mikroorganismen Salmonellen, *E. coli* O157:H7 und Listeria monocytogenes können beispielsweise im Boden längere Zeit (drei Monate – zwei Jahre) überleben (Beuchat, 2002). Wird also nicht ausreichend dekontaminierter Kompost

oder Gülle als Düngemittel verwendet, besteht das Risiko, dass Nematoden und andere höhere Organismen als Vektor für human-pathogenen Mikroorganismen dienen. Entscheidend für die Kontamination der Lebensmittel sind dabei die landwirtschaftlichen Praktiken insbesondere Düngemittel und Applikaton (Nicholson et al., 2004).

2.4 Antibakterielle Oberflächen

Der Einsatz antimikrobieller Materialoberflächen gewann in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung. Dies lässt sich auch an der steigenden Relevanz der gesamten Nano-Technologien ablesen, die durch die BMBF-geförderten Kompetenzzentren, wie beispielsweise ENNaB, NanOp und NanoMat noch einmal unterstrichen wird. Die einzelnen Kompetenzzentren nehmen sich dabei unterschiedlicher Forschungs- und Entwicklungs-schwerpunkte an. Für die Nano-Technologie kommt eine Vielzahl von Anwendungsgebieten in Betracht, was dieses Forschungs- und Entwicklungsgebiet so heterogen und vielschichtig macht. Ein entscheidendes Ziel der Kompetenzzentren ist es daher, das Wissen auf diesem Gebiet zu bündeln. Obwohl die Nano-Technologie häufig als Zukunfts- und Schlüsseltechnologie beschrieben wird, sind neben den positiven Aspekten der Nano-Technologie auch die erheblichen Unsicherheiten im Hinblick auf die Auswirkung von Nanomaterialien auf Gesundheit und Umwelt (Kagan et al., 2005 ; Lanone and Boczkowski, 2006) zu beachten. Mit der Bewertung des Gefährdungspotentials von technischen Nanopartikel befassen sich beispielsweise auch die Industrien und Forschungseinrichtungen der BMBF-geförderten NanoCare und INOS Projekte.

Antibakterielle Oberflächen sind inzwischen in vielen hygienerelevanten Lebensbereichen vertreten. Im Medizinbereich finden antibakterielle Oberflächen beispielsweise auf Instrumentarien, Kathetern, Operationstischen, Türklinken, OP-Kleidung etc. Einsatz (Chen and Schluesener, 2008; Kwakye-Awuah et al., 2008; Lanone and Boczkowski, 2006; Meakins, 2009; Monteiro et al., 2009; Olson et al., 2002; Ramritu et al., 2008; Roe et al., 2008; Yao et al., 2008). Im Lebensmittelbereich spielen antibakterielle Verpackungs-materialien eine wichtige Rolle, aber auch Kühlschränke, Schneidebretter etc. werden antibakteriell beschichtet.

Ziel der antibakteriellen Beschichtungen ist es, die Ansiedlung und das Wachstum von Mikroorganismen zu hemmen bzw. zu minimieren, um so die Phasen zwischen den Reinigungs- bzw. Desinfektionsschritten zu überbrücken und eine Kontamination mit Mikroorganismen so gering wie möglich zu halten. Die Oberflächenbeschichtung kann nach zwei unterschiedlichen Wirkprinzipien erfolgen, dem Release-Mechanismus und dem Kontakt-Mechanismus. Mit dem Release-Mechanismus sind Beschichtungen gemeint, bei denen Wirkstoffe aus der Oberfläche in das umgebende Medium diffundieren und das Ansiedeln der Mikroorganismen verhindert. Beim Kontakt-Mechanismus erfolgt die antimikrobielle Wirkung durch direkten Kontakt mit den Mikroorganismen auf der Oberfläche (Heubach, 2008).

Die Materialzusammensetzung und Herstellungsart (z.B. Temperatur des Einbrands) der einzelnen antibakteriellen Oberflächen kann variieren und lässt relativ großen Spielraum. So können die Beschichtungssysteme auf unterschiedlichen antimikrobiellen Nanopartikel basieren wie beispielsweise Silber (Chen and Schluesener, 2008; Khare et al., 2007;

Kwakye-Awuah et al., 2008; Matsuura et al., 1997; Meakins, 2009; Olson et al., 2002; Panacek et al., 2006; Roe et al., 2008), Zinkoxid, Siloxan (Reller, 2000) oder Polymere wie Chitosan (Hayashi et al., 2007). Photokatalytische Beschichtungssysteme sind ebenfalls weit verbreitet und gewinnen zunehmend an Akzeptanz (Chung et al., 2008; Ditta et al., 2008; Yao et al., 2008). So befasst sich das BMBF-geförderte Projekt Photokat gezielt mit Forschung und Entwicklung selbstreinigender und selbstdesinifizierender Oberflächen unter Verwendung des photokatalytischen Effektes von Titandioxid (Massholder, 2009).

Zur Überprüfung der antimikrobiellen Wirksamkeit stehen verschieden qualitative und quantitative Testmodelle zur Verfügung. Die Testmodelle beziehen sich jedoch häufig auf die Testung antimikrobiell beschichteter Textilien wie beispielsweise die JIS L 1902:1998 und JIS L 1902:2002 oder SN 195921 (Renaud, 2006). Testmodelle bzw. ein Teststet, die zur qualitätsgesicherten Optimierung und Überprüfung keramischer antibakterieller Oberflächen herangezogen werden und sowohl biofilmrelevante als auch humanpathogene Mikroorganismen abdecken, stehen nicht zur Verfügung.

Im Rahmen des Projektes werden antibakterielle, keramische Sanitäroberflächen systematisch mit einer am Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit etablierten und von der ZLG (Zentralstelle der Länder für das Gesundheitswesen) akkreditierten Labormethode (SOP120, 2005) untersucht. Vergleichend werden Untersuchungen mit einer modifizierten japanischen Methode, eine ebenfalls von der ZLG akkreditierten Labormethode (SOP126, 2008), durchgeführt. Zur Beurteilung der biofilmhemmenden Wirksamkeit werden vergleichende Untersuchungen in wasserführenden Systemen durchgeführt. Ziel ist es, neben der Beurteilung der einzelnen antibakteriell beschichteten Oberflächen, letztlich ein Testset zur Verfügung stellen zu können, mit dem keramische antibakterielle Oberflächen umfassend geprüft werden können.

2.5 Visualisierung und intelligentes Diagnosesystem

Eine Herausforderung des Projekts liegt in der Abwicklung der täglichen Routinetätigkeiten sowie der Handhabung von Problemfällen, da die als dezentrales Wasserrecycling-System konzipierte Anlage einerseits technisch sehr komplex und andererseits ohne „Vor-Ort-Experten“ betreibbar sein muss. Um dem gerecht zu werden, war es Ziel im KOMPLETT-Projekt zum Einen die Fernwartung, Beratung, Optimierung und der steuernde Eingriff in Problemsituationen durch Experten und zum Anderen ein Mensch-Maschine-Interface (MMI) zur intuitiven Kontrolle, Wartung und Steuerung der Anlage vor Ort und aus der Ferne umzusetzen. Weiterhin sollte ein auf Methoden der Künstlichen Inteligenz basierendes Diagnosesystem, das dem Vor-Ort-Personal Expertenwissen wie Wartungsanleitungen und Lösungsvorschläge für automatisch erkannte Problemsituationen entwickelt werden. Ferner stellt die Visualisierung des Gesamtprozesses eine wesentliche Herausforderung im Projekt dar.

Trotz erster Ansätze der 3D-Visualisierung und des innovativen Wissensmanagements ist derzeit kein auf dem Markt befindliches Prozessleitsystem bekannt, dass derart weitgehend auf modulare und semantische Expertenwissensbasis und verknüpfte, modulare und modifizierbare 3D-Darstellungen aufbaut.

Eine intensive Literaturrecherche zum Thema Prozessvisualisierung ergab nur wenig relevante wissenschaftliche Veröffentlichungen. Nur in speziellen Gebieten begrenzt relevant erschienen Matkovic et al. (2000) (2D Tools zur Prozessdatenvisualisierung), Estublier et al. (1997) (Formalismus zur Modellierung von Prozessen zum Ziel der dynamischen Visualisierung) und Agrawala et al. (2003) (Visualisierung von Konstruktionshinweisen durch 3D-Explosionsdarstellungen).

Auch im Bereich der Informationsvisualisierung gab es wenig vergleichbare Arbeiten, da hier häufig isolierte Techniken und weniger komplette Frameworks untersucht wurden. Beispiele, in denen Informationsvisualisierungstechniken mit der Visualisierung einer realen Geometrie verbunden sind, sind noch seltener. Kirner et al. (2000) ordnet visuelle Elemente oder Metaphern in einer Virtual Reality (VR) Umgebung an. Der KOMPLETT-Ansatz geht dabei noch einen Schritt weiter und integriert Informationen durch Modified Virtual Reality, was die Intuitivität deutlich steigern dürfte.

Das vom Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi) geförderte Projekt mit dem Titel „INCAS – System zur Fernüberwachung und mobilen Wartungsunterstützung von Bio-Kleinkläranlagen“ (Regr.-Nr. 257/04) wurde auf Relevanz geprüft. Im Gegensatz zum KOMPLETT-Projekt war dort jedoch weder Benutzer- noch Gerätesensitivität der Informationsdarstellungen vorgesehen. Die entsprechenden Wartenbilder sollten nicht, wie in KOMPLETT angestrebt, dynamisch, sondern als statische Bilder vorab erstellt und lediglich mit dynamischen Prozessdaten verknüpf. Die Prozessdaten selbst werden mittels konventioneller Techniken, wie z.B. Tabellen oder einfachen Graphen zur Verfügung gestellt. Ein Intelligentes Diagnosesystem und ein Tool zur Prozessoptimierung wurden im Rahmen von INCAS nicht entwickelt.

2.6 Keramik

Vitrous- China- Basiswerkstoffe werden auf Basis plastischer Rohstoffe wie Kaolinen und Tonen und gesteinsartigen Rohstoffen wie Feldspaten, Pegmatiten und Nephelin zusammengesetzt. Insbesondere die Feldspäte sind für das Schmelzverhalten (Rasch, 1997; Hinz, 19971) und die Gefügeausbildung, die die Werkstoffeigenschaften beeinflusst, bedeutsam (Brucek, 1997; Francescon et al., 2000). Aus der Porzellanfertigung ist der festigkeitserhöhende Einfluss von Tonerde bekannt (Schüller und Koch, 1970). Durch Anpassung der Versatzzusammensetzung und die Verwendung von Korund sollte eine entsprechende Festigkeitssteigerung erzielt werden.

Eine 6 L ***Spülung*** gilt als Standard für die WC- Spülung in Europa (DIN EN 997). 1998 wurde von Villeroy & Boch erstmals eine optimierte Beckengeometrie mit 4,5 L Spülung am Markt positioniert. Druckverluste entstehen hauptsächlich durch Aufteilung des Spülstromes in Teilströme zur Flächenbespülung und Ausspülung. Im Rahmen des Projektes sollten diese Verluste im Hinblick auf Verminderung der Spülmenge minimiert werden.

Biozide Oberflächen sind seit Jahren bekannt und erforscht. Neben silberionendotierten Oberflächen, die ihre Wirkungsweise durch Abgabe von Silberionen entwickeln, wurden schon früh Wirkungsmechanismen auf Basis von TiO_2 unter Sonneneinstrahlung beschrieben. Während silberionen- freisetzende Keramikoberflächen kommerziell verfügbar sind (Villeroy & Boch AG, 2000), ist die Anwendung von TiO_2- haltigen Oberflächen eher im

Hinblick auf die Ausrüstung der Oberflächen mit hydrophilen Eigenschaften zur Verbesserung der Reinigungsfreundlichkeit bekannt. Im Projekt sollten die silberionendotierten Oberflächen verbessert und TiO_2 basierte Systeme grundlegend bezüglich Anwendungen im Innenraum und bakterizide Wirkung untersucht werden.

3 Material und Methoden

3.1 Untersuchungskonzept

Das Projekt lässt sich in drei Phasen einteilen in der unterschiedliche Anlagenkomponenten bzw. Anlagenmodifikationen an ausgewählten Standorten mit unterschiedlicher Charakteristik zum Einsatz kamen.

Phase I: Entwicklung, Planung und Umsetzung mit Konzeption / Vorversuche

In der ersten Projektphase wurden seit Sommer 2006 Versuche zur Charakterisierung der unterschiedlichen Abwasserfraktionen am Betriebsgebäude der Zentralkläranlage Kaiserslautern (ZKA-KL) durchgeführt. In zusätzlichen Versuchen erfolgten Untersuchungen zur Beurteilung und Optimierung der biologischen Behandlung der beiden Teilströme. Für diese Zwecke wurde jeweils eine Versuchsanlage für die biologische Behandlung des Grau- und Schwarzwassers des Betriebsgebäudes der ZKA-KL geplant, installiert und betrieben.

Weiterhin wurden bereits in dieser Projektphase Vorversuche zur Kompostierung an der Universität Bonn durchgeführt. Hierzu wurde ein Substrat erstellt, welches mit dem zu erwartenden Substrat der Technikumsphase vergleichbar sein sollte.

Phase II: Technikumsphase

In der zweiten Projektphase (12/2006 – 12/2007) wurde eine Technikumsanlage im halbtechnischen Maßstab betrieben. Dabei wurden zusätzlich zu den biologischen Behandlungsstufen weitere Verfahrensstufen zur weitergehenden chemisch-physikalischen Wasseraufbereitung sowie zur Desinfektion und Elimination von Spurenstoffen in den Aufbereitungsprozess integriert, um bezogen auf unterschiedliche Erfordernisse an die Outputströme (bspw. Wasserqualität) verschiedene Betriebsstrategien zu entwickeln. Die Technikumsanlage wurde über einen Zeitraum von 10 Monaten in einem Wohnblock der BauAG in Kaiserslautern erprobt, evaluiert und optimiert.

Parallel zu den Untersuchungen im Bereich der Wassertechnologie fanden Funktionstests der Sanitärprodukte statt, das intelligente Diagnosesystem sowie die intuitive Visualisierung wurden entwickelt und Versuche zur Vermikompostierung der anfallenden Reststoffe durchgeführt. Neben chemisch-physikalischen und hygienisch-mikrobiologischen Untersuchungen zur Wasserqualität wurde die Eliminationsleistung einzelner Verfahrensstufen mittels Biodosimetrie bestimmt.

Phase III: Pilotierung

In der abschließenden Pilotphase wurde das KOMPLETT-Wasserrecyclingsystem in einem Bürogebäude des Fraunhofer Institut (FhI) UMSICHT in Oberhausen installiert und ab Juni 2008 als Demonstrationsanlage betrieben. Ab November 2008 wurden die Teilkreisläufe geschlossen und die Systeme der Sanitär- und Aufbereitungstechnik sowie der Wiederverwertung und Visualisierung vollständig gekoppelt. Das aufbereitete Schwarzwasser (SW) wurde zur Toilettenspülung und das aufbereitete Grauwasser (GW) für Duschen bzw. zum Wäsche waschen wieder verwendet. Wie schon während der Techni-

kumsphase fanden engmaschig begleitende chemisch-physikalische und hygienisch-mikrobiologische Untersuchungen des Systems statt.

3.2 Standorte der Versuchsanlagen

3.2.1 Betriebsgebäude der Zentral-Kläranlage Kaiserslautern

Um im Bereich der Wassertechnologie vorbereitende Untersuchungen im Vorfeld der Technikumsphase durchzuführen, wurde die Haustechnik des Betriebsgebäudes der ZKA-KL so umgerüstet, dass die Schwarzwasserfraktion getrennt von den Grauwasserfraktion abgeleitet werden konnten. Das Betriebsgebäude wird vom Personal des ZKA genutzt (12 männliche Mitarbeiter), wobei das Abwasser des Betriebsgebäudes ausschließlich zu den Betriebszeiten der Kläranlage (Mo-Fr) zwischen 6:30 Uhr vormittags und 16:00 Uhr nachmittags anfiel.

An die SW-Versuchsanlage waren zwei konventionelle Spültoiletten (6,0 L je Spülvorgang) mit Wasserspartaste für die Urinspülung (3,0 L je Spülvorgang) sowie 4 Urinale (1,0 L je Spülung) angeschlossen.

Das GW des Betriebsgebäudes stammte im Wesentlichen aus Duschen und Handwaschbecken. Lediglich ein untergeordneter Teil stammte aus der Küche (Spülwasser).

3.2.2 Wohnblock der BauAG in Kaiserslautern

Die Untersuchungen der Technikumsphase erfolgten mit getrennt erfasstem Grau- und Schwarzwasser eines Wohnblocks der BauAG Kaiserslautern (8 Apartments, 15 Einwohner) im Zentrum von Kaiserslautern.

Die Appartements des Wohnblocks waren ebenso wie das Betriebsgebäude der ZKA mit Spültoiletten zur Ableitung des Schwarzwassers ausgestattet. Allerdings betrug der Spülwasserverbrauch der hier installierten Sanitärtechnik 9,0 L je Spülvorgang. Bei Betätigung der Wasserspartaste wurden 6,0 L je Spülvorgang verbraucht. Urinale waren nicht installiert.

Das GW des Wohnblocks enthielt neben GW aus Duschen, Badewannen und Handwaschbecken auch Waschmaschinenwasser und Küchenabwasser.

3.2.3 Bürogebäude des Fraunhofer-Instituts UMSICHT

Als Standort für den Betrieb der Demonstrationsanlage wurde das ehemalige Thyssen-Gelände in Oberhausen mit dem Freizeit und Shopping Center CentrO und dem Fraunhofer-Institut UMSICHT ausgewählt.

Im Rahmen des Strukturwandels des Ruhrgebiets wurde in Oberhausen ein 143 ha großes Gelände, das ehemals dem Thyssen-Konzern gehörte und industriell genutzt wurde, zur Brachfläche. 1991 konnte eine englische Investorengruppe einen Teil des Geländes erwerben, um hier das CentrO, das größte Einkaufszentrum Europas, zu gestalten. Die Einzelhandelsbranche geht davon aus, dass sich Aktivitäten in ihrem Bereich sowohl national als auch insbesondere international in derartigen Konzepten konzentrieren werden.

Aus verschiedenen Gründen (Kosten, Image, Umwelt etc.) werden neue Zentren dieser Art in Zukunft zunehmend auch unter den Gesichtspunkten der Wasserkreislaufführung geplant werden.

Abbildung 3: Standorte der KOMPLETT-Anlagen: Oben: Betriebsgebäude ZKA-KL, Mitte: Wohnblock der BauAG, Kaiserslautern; Unten: FhI Umsicht, Oberhausen

Die Realisierung der Pilotphase erfolgte am FhI UMSICHT. Hierzu wurden am Gebäude D die Leitungsstränge für Grau- und Schwarzwasser im Bestand getrennt. So konnte das anfallende Abwasser aus Urinalen und Toiletten getrennt von dem aus Duschen, Handwaschbecken und Teeküchen den verschiedenen Zwischenspeichern zugeführt werden Von dort wurden die Abwasserströme getrennt den in Containern außerhalb des Institutsgebäudes aufgestellten Aufbereitungsanlagen zugeführt.

Zum Zeitpunkt des Versuchsbetriebs hatten maximal 65 Mitarbeiter ihren Arbeitsplatz im Gebäude eingenommen (davon rd. 40 % weiblich). Bis zur Inbetriebnahme des Recyclingbetriebs betrug die Gebäudebelegung 58 Mitarbeiter. Dazu kam in unregelmäßigen Abständen eine geschätzte Zahl von etwa 10-15 Teilzeitkräften. Im ebenfalls angeschlossenen Saal des Institutsgebäudes fanden darüber hinaus Vortragsveranstaltungen mit wechselnden Besucherzahlen statt.

An die SW-Versuchsanlage waren 19 konventionelle Spültoiletten (6,0 L je Spülvorgang) mit Wasserspartaste für die Urinspülung (3,0 L je Spülung) sowie 12 Urinale (0,8 L je Spülung) angeschlossen. Zusätzlich waren 7 Prototypen der im Rahmen des Projektes entwickelten Wasserspar-WCs sowie 6 Urinale mit bioaktiven Oberflächen installiert. Der Wasserverbrauch dieser Toiletten betrug 3,5 bzw. 2,0 L/Spülvorgang. Die Urinale verbrauchten 0,8 L/Spülung.

Das GW der Pilotphase wurde größtenteils durch die Nutzung der Handwaschbecken in den Sanitärräumen generiert. Ein geringer Anteil stammte aus Duschen sowie aus den Ausgüssen der Teeküchen (Spülwasser). Unregelmäßig fiel GW aus Spülmaschinen an.

In einem separaten, unterirdischen Sammelschacht wurde Abwasser aus dem Küchenbereich des nahegelegenen Einkaufszentrums CentrO gespeichert und in den GW-Kreislauf mit eingeschleust. Darüber hinaus wurde der Grauwasservolumenstrom mit Grauwasser unterschiedlicher Zusammensetzung aufgestockt.

3.3 Versuchsanlagen

3.3.1 Versuchsstände

3.3.1.1 Abwasser

Für die Vorversuche zur biologischen Behandlung von Grau- bzw. Schwarzwasser wurden zwei Versuchstände im Technikumsmaßstab nach dem Sequencing-Batch-Reactor-Verfahren (SBR-Verfahren) geplant, errichtet und betrieben. Weiterhin konnten dadurch bereits Vorversuche zur Charakterisierung der Teilströme durchgeführt und Dimensionierungsgrundlagen im Vorfeld des Technikumsbetriebs eruiert werden.

Der GW-Versuchsstand wurde in der 38. KW 2006 durch Animpfung mit Belebtschlamm, der der ZKA-KL entnommen wurde in Betrieb genommen. Die Außerbetriebnahme erfolgte nach Beendigung der Technikumsphase in der 37. KW 2007. Die SW-Versuchsanlage wurde in der 42. KW 2006 ebenfalls mit Belebtschlamm der Kläranlage Kaiserslautern angeimpft, im Gegensatz zur Grauwasserbiologie aber über die gesamte Projektlaufzeit betrieben.

Die Aufstellung der beiden Versuchsanlagen erfolgte im Keller des Gebäudes, sodass das SW und GW des Betriebsgebäudes im freien Gefälle den Anlagen zufloss. Zur Abtrennung

von Fäkalien und Toilettenpapier war die SW-Versuchsanlage mit einer Vorabscheidung, bestehend aus einem Filtersack (Maschenweite rd. 50 - 500 µm) der in eine Entwässerungstonne eingehängt war, versehen. Auf eine mechanische Vorstufe zur Abtrennung von Feststoffen aus dem GW-Volumenstrom wurde verzichtet.

Zur Vergleichmäßigung des diskontinuierlich anfallenden Abwassers waren beide Anlagen mit einem Vorlagebehälter (V_{SW} = 270 L bzw. V_{GW} = 1.000 L) ausgestattet. In den SB-Reaktoren (V_{SW} = V_{GW} = 1.000 L) wurde die eigentliche biologische Behandlung durchgeführt. Beide Reaktoren waren mit Membranbelüftern, der SW-SBR zusätzlich mit einem Rührwerk ausgestattet.

Die Abtrennung des biologisch gereinigten SWs vom Belebtschlamm erfolgte über einen Auslass, der nach vorgegebener Sedimentationszeit mittels Elektroschieber geöffnet wurde. Die GW-Versuchsanlage war mit getauchten Plattenmembranen zur Abtrennung des Klarwassers vom Belebtschlamm ausgestattet, welche in einer separaten Membrankammer (V_{MK} = 200 L) angeordnet waren. Das Modul bestand aus 24 parallelen Membranplatten mit einer Membranfläche von 3,5 m² bei einem Plattenabstand von 5,5 mm. Die Trenngrenze der installierten Membranen betrug etwa 0,1 µm, das Membranmaterial war Polyethersulfon (PES). Zusätzlich war die Membrankammer mit einer speicherprogrammierbaren Steuerung inklusive Touchpanel, Belüftungsaggregat für die Überströmung des getauchten Plattenmoduls (Drehschiebergebläse), magnetisch induktiver Durchflussmessung und Beschickungs- und Permeatabzugspumpe ausgerüstet. Die maximale Permeatleistung betrug 70 L/h.

In Abstimmung mit der ap system engineering GmbH wurde die messtechnische Ausrüstung der Membrankammer bereits als Bus-System verknüpft um hier erste Erfahrungen in die spätere Erstellung des KOMPLETT-Systems mit einfließen lassen zu können. Beide Anlagen wurden ohne geregelten Überschussschlammabzug betrieben. Der experimentelle Aufbau der beiden Versuchsanlagen ist schematisch in den Abbildungen 4 und 5 dargestellt.

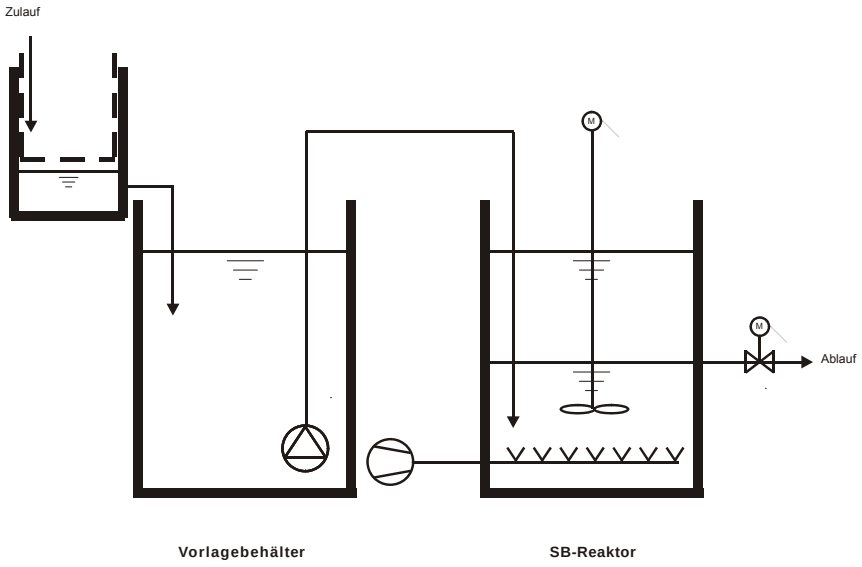


Abbildung 4: Versuchskonfiguration des SW-Versuchsstands mit vorgeschalteter Feststoffseparation

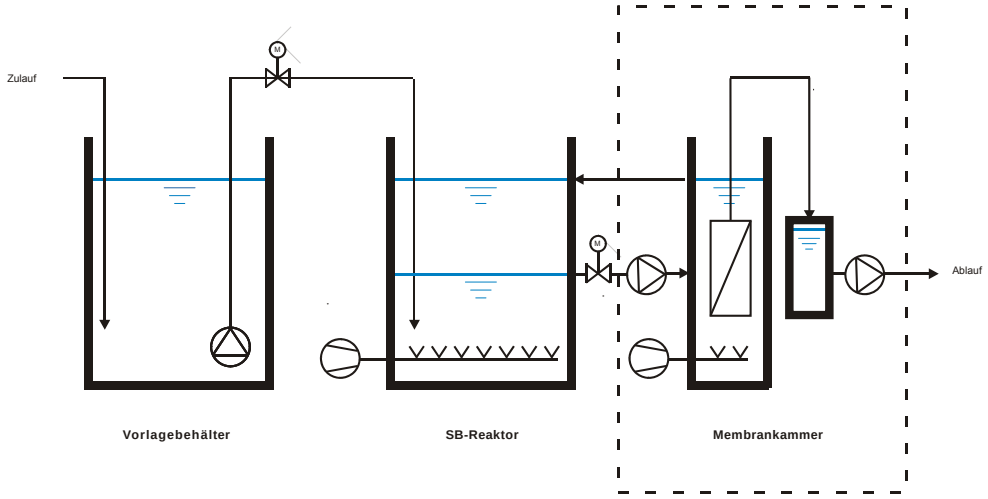


Abbildung 5: Verfahrenskonfiguration des GW-Versuchsstands mit nach geschalteter Ultrafiltrationsmembran

Die Anlagen wurden jeweils mit einem Zyklus pro Tag betrieben. Der SW-Zyklus bestand aus 0,5 Stunden Füllen und Mischen, 10,5 Stunden Mischen, 11,0 Stunden Belüften, 1,5 Stunden Sedimentation und 0,5 Stunden Dekantieren. Der GW-Zyklus wurde mit 0,5 h Füllen und Belüften sowie 5,5 Stunden Belüften betrieben, sodass insgesamt mindestens 6,0 Stunden aerobe Reaktionszeit zur Verfügung standen. Anschließend erfolgte der Permeatabzug bis zu einem vordefinierten Mindestvolumen im SBR (V_{min} = 500 L), welche in Abhängigkeit des Austauschvolumens sowie der Permeabilität der Membranen zwischen 1,0 – 6,0 Stunden andauerte. Um den Zyklus täglich zur gleichen Uhrzeit starten zu können, wurde die verbleibende Zeit zur Vervollständigung des 24 h Zyklus mit einer Stillstandphase überbrückt, in der der Belebtschlamm ständig zwischen der Membrankammer und dem SB-Reaktor zirkuliert und belüftet wurde. Die wesentlichsten Betriebsdaten der beiden Versuchsanlagen sind in der Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4: Betriebsdaten der Grau- und Schwarzwasserversuchsanlagen

Einstellung	Einheit	GW	SW
Zyklenzahl pro Tag		1	1
Zyklusplan:			
Füllen/Mischen	h	0,5	-
Füllen/Belüften	h	-	0,5
Mischen	h	-	10,5
Belüften	h	5,5	11,0
Sedimentieren	h	-	1,5
Dekantieren / Permeatabzug	h	1,0 - 6,0	0,5
Stillstand	h	17,0 - 12,0	-
Betriebsdaten:			
Max. Reaktionsvolumen	L	1.200	1.000
Max. Austauschvolumen	L	500	294

3.3.1.2 Feststoffe

Die Vorversuche zur Vermikompostierung wurden zunächst in 60 L-Holzkisten (50 x 42 x 28 cm) durchgeführt. Diese Kisten hatten solide Holzböden. Später wurden zur Drainage 3 mm Löcher in die Böden gebohrt.

In einem zweiten Schritt wurde ein 500 L-Komposter aus Kunststoff konstruiert (108 x 98 x 56 cm). Dieser Komposter hatte einen Gitterboden aus Stahl. Die Stäbe des Gitterbodens hatten einen Durchmesser von 9 mm, der Abstand der Stäbe betrug 9 mm. Die Versuche in der Laborphase wurden an der Universität Bonn durchgeführt.

3.3.2 Technikumsanlagen

Ziel der Technikumphase im Bereich der Wassertechnologie war es, eine bestmögliche Wasserqualität zur Wiederverwendung der beiden Teilströme Grau- und Schwarzwasser mit der gewählten Verfahrenstechnik zu erreichen. Ergänzend zu den biologischen Behandlungsstufen wurden daher in der Technikumsphase, zusätzliche Verfahrensstufen zur weitergehenden Wasseraufbereitung in den GW- bzw. SW-Aufbereitungsprozess integriert. Hierzu wurde eine Versuchsanlage im halbtechnischen Maßstab errichtet, die das getrennt erfasste GW und SW des Wohnblocks der BauAG Kaiserslautern aufbereitete. Eine Wiederverwendung des aufbereiteten Wassers erfolgte in dieser Phase nicht, sodass die Ableitung des Wassers mittels separaten Hausanschluss in den bestehenden Kanal erfolgte.

Ziel im Bereich der Feststoffverwertung war es in dieser Phase Aussagen zur Zusammensetzung des Subtrates und die Auswirkungen auf die Vermikompostierung zu erhalten.

3.3.2.1 Anlagenkonzept

Der Konzeption der Aufbereitungstechnologie lag das Multi-Barrieren-Prinzip gegen unterschiedliche, im Grau- und Schwarzwasser enthaltene Stoffe und Mikroorganismen zugrunde. Ausgehend von den Anforderungen an die Elimination unterschiedlicher Stoffgruppen bei einem weitgehenden Recycling von Grau- und Schwarzwasser kamen sowohl biologische, als auch chemisch-physikalische Reinigungsverfahren zum Einsatz. Die in den eingesetzten Verfahrensstufen eliminierten oder reduzierten Stoffe sind in Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5: Darstellung des angewandten Barrierenprinzips der eingesetzten Verfahrensstufen

Baugruppe	**Entfernte Stoffgruppe / Eliminationsgrad**						
	Partikel	**Mikro-organis-men**	**Organik**	**Nähr-Stoffe**	**Schwer-metalle**	**Farbe**	**Geruch**
Feststoffabtrennung	++	+	++	+			
Membranbioreaktor	+++	++	++	+++	+	+	++
Ozonierung		+++	+++			+++	+++
UV-Bestrahlung		++	++			++	+
Aktivkohlefiltration			++				+
Ultrafiltration	+++	++					
Umkehrosmose		++			++		
Chlorierung		+++					
Sicherheitsfilter							

+++: fast vollständig ++: erheblich +: gering

Die Elimination organischer Verunreinigungen und der Abbau von Nährstoffen in einem **Membranbioreaktor (MBR)** stellt die zentrale erste Behandlungsstufe beider Teilstromkonzepte dar. Durch die Filtration mit getauchten Membranen wird einerseits der Platzbedarf der biologischen Reaktoren minimiert (höhere Raum-Zeit-Ausbeute als bei konventionellen Belebtschlammanlagen durch erhöhte Biomassekonzentration), als auch das teilgereinigte Grau- und Schwarzwasser optimal – da absolut partikelfrei – für die folgenden Behandlungsstufen zur Verfügung gestellt.

Einer folgenden **Oxidation mit Ozon** kommt die Aufgabe der weitergehenden Elimination nicht biologisch abbaubarer Inhaltsstoffe zu. Vor allem in dieser Baugruppe wird die Anreicherung xenobiotischer Substanzen bei der Kreislaufführung von Grau- und Schwarzwasser verhindert. Darüber hinaus ist von Ozon eine Beseitigung von Keimen und Krankheitserregern zu erwarten. Eine nach geschaltete **UV-Anlage** mit Mitteldruckstrahlern dient der Rest-Ozon-Beseitigung und der zusätzlichen Oxidation durch Radikalbildung.

Als weitere Behandlungsstufe im Grauwasserkreislauf ist eine **Aktivkohleadsoption** vorgesehen, die organische Spurenstoffe sowohl auf adsorptivem als auch auf alternativ auf biologischem Weg entfernen kann. Eine **Ultrafiltration** ist als Partikelbarriere nach der Aktivkohle-Adsorption geschaltet. Eine **Teilstrom-Umkehrosmose** entsalzt das Grauwasser zusätzlich bei weitergehendem Recycling. Das Konzentrat der Umkehrosmose bildet die Senke für Salze und andere Ionen, wie z. B. Schwermetalle. Sicherheitsfilter dienen dem Polishing vor Wiederverwendung des gereinigten Grauwassers.

Zusätzlich war die SW-Aufbereitung mittels einer mechanischen Vorabscheidung ausgestattet. Hier erfolgte die Abtrennung der im SW enthaltenen Feststoffe, vornehmlich Fäzes und Toilettenpapier, und Überführung in die Vermikomopostierung.

Die im Rahmen der oben beschriebenen Versuchsphasen eingesetzten Komponenten werden im Folgenden näher vorgestellt.

3.3.2.2 Schwarzwasser

Die Abfolge der Baugruppen zur Behandlung des Schwarzwassers während der Technikumsphase ist in der folgenden Abbildung 6 dargestellt.

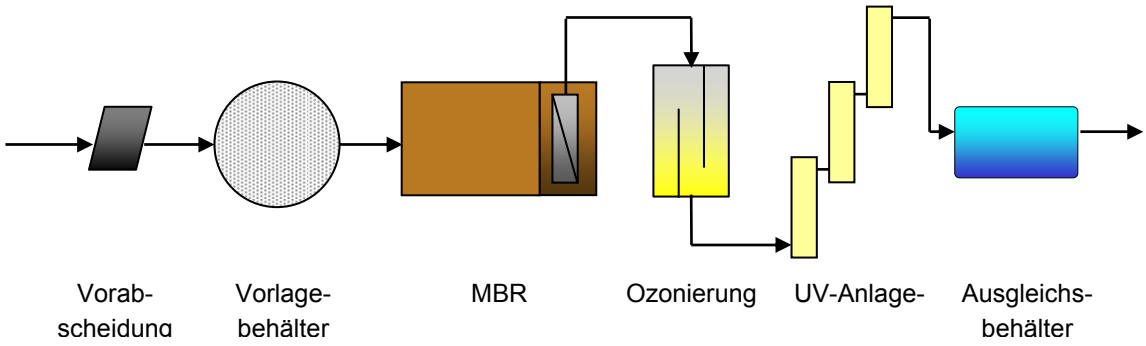


Abbildung 6: Vereinfachtes Verfahrensfließbild der SW-Technikumsanlage

Vorabscheidung mit Vorlagebehälter (BG 7)

Während der Technikumsphase kamen zwei unterschiedliche Methoden zur Vorabscheidung von Feststoffen aus Schwarzwasser zum Einsatz.

Zunächst wurde eine statische Feststoffabscheidung und Eindickung durch zwei wechselweise beschickte Entwässerungsbehälter mit Siebboden realisiert. Das maximale Fassungsvermögen beträgt jeweils V = 0,24 m³. Die Innenwand der Behälter ist mit Drainagevlies belegt. In die Behälter wird ein Drainagesack (Maschenweite ca. 50 - 500 µm) aus gewebtem Polypropylen (A = 2,25 m²) eingebracht. Schwarzwasser wird in den Entwässerungsbehälter gepumpt und drainiert durch das Maschengewebe. Feststoffe bleiben im Drainagesack zurück, das Schwarzwasser fließt im Freigefälle in den Schwarzwasserspeicher (V = 0,5 m³).

Der Beschickungszyklus eines Behälters dauerte im Technikumsbetrieb ca. 1 Woche. Daran schloss sich eine Drainagezeit von ca. 5 Tagen an, nach der der Drainagesack manuell entnommen wurde und ein neuer Beschickungszyklus begann. Die eingedickten Feststoffe wurden dem Institut für Pflanzenernährung der Universität Bonn für Versuche zur Vermikompostierung zur Verfügung gestellt.

Trotz zufrieden stellender Entwässerungsergebnisse erorderte die manuelle Entleerung der Entwässerungsbehälter einen erheblichen Bedienungsaufwand, der sich für einen Dauereinsatz als nicht praktikabel erwies. Daher wurde im Laufe der Technikumsphase auf ein kontinuierliches Verfahren zur Feststoffabtrennung umgestellt. Dazu wurde ein rotierende, liegende Siebtrommel mit einem Durchmesser von D = 275 mm und einer Länge von L = 1.200 mm konstruiert. Die Filterfläche betrug A = 1,0 m². Zur Variation der Filterfeinheit wurden in die gelochte Siebtrommel testweise unterschiedliche Filtereinsätze eingebracht. Als Filtereinsatz wurden das bereits in den Drainagesäcken erprobte Gewebe

und zwei monofile Polypropylengewebe getestet. Das letztendlich verwendete Filtergewebe weist eine mittlere Porengröße von ca. 300 µm bei einer Luftdurchlässigkeit von 2000 L/(dm²·min) auf. Das durch die Hebeanlage zugeführte Roh-Schwarzwasser wird im Inneren der Trommel aufgegeben und drainiert in eine unterhalb angeordnete Auffangwanne, von der es in den Schwarzwasserspeicher läuft. Die enthaltenen Feststoffe werden an der Innenwand der Trommel am Filtergewebe abgeschieden, durch die Rotationsbewegungen von der Innenwand gelöst und durch Leitschienen zum gegenüberliegenden Trommelausgang transportiert. Dort werden die Feststoffe in einen Sammelbehälter abgeworfen.

Membranbioreaktor (BG 8)

Die Grundkonzeption des Membranbioreaktors zur Schwarzwasserbehandlung deckt sich weitgehend mit der des Grauwasser-MBR (ausführliche Beschreibung siehe Grauwasser, Kapitel 3.3.2.3). Bei einem Belebungsvolumen von V_{BB} = 1,0 m³ wurde in der Dimensionierung mit Literaturangaben der zu erwartenden Verschmutzungsparameter ein Maximaldurchsatz von Q_d = 600 - 800 L/d errechnet. Das Denitrifikationsvolumen beträgt V_D = 0,5 m³ und kann intermittierend belüftet werden. Als Hilfsstoffe können externe C-Quelle und Neutralisationsmittel in die Leitung zur internen Rezirkulation zwischen Nitrifikations- und Denitrifikationsreaktor dosiert werden.

Die installierte Membranfläche beträgt $A_{Membran}$ = 10 m² (V_{MK} = 0,25 m³) bei einer geringen flächenbezogenen Permeatleistung $Q_{spez,max}$ = 3,3 L/(m²·h). Diese geringe spezifische Permeatleistung ist eine Folge der technisch noch sinnvoll installierbaren kleinsten Membranfläche. Es werden getauchte Hohlfasermodule verwendet, die in Anordnung und Baulänge mit den in großtechnischen Abwasserreinigungsanlagen verwendeten Modulen überein stimmen.

Zwei Monate nach der Inbetriebsetzung des Membranbioreaktors zur Schwarzwasserbehandlung wurde ein unzureichender Permeatfluss bzw. stark gestiegener Filtrationsunterdruck $\Delta p < -400$ mbar registriert. Auch durch externe Reinigungen konnte der ursprüngliche Permeatfluss nicht wieder hergestellt werden. Ein identisches Austauschmodul zeigte im Folgenden konstante Filtrationsleistungen bei geringer transmembraner Druckdifferenz Δp = - 50 mbar. Ähnliche Probleme wurden in den folgenden Monaten nicht erneut beobachtet. In der BG 8 wurde zur Schaumzerstörung zusätzlich Entschäumer direkt in den Ablauf der Membrankammer zudosiert, da ungeregelt periodisch auftretende Schaumereignisse auch nach erfolgreicher Inbetriebnahme nicht durch Modifikationen im Anlagenbetrieb verhindert werden konnten.

Das über das Hohlfasermodul abgezogene gereinigte Schwarzwasser war optisch klar, jedoch stark gelbbraun verfärbt und wies einen typischen Geruch auf. Obwohl die hygienischen und abwassertechnischen Parameter eine Wiederverwendung dieses Wassers zu Spülzwecken zuließen (siehe Ergebnisse unten), ist eine komplette Entfärbung und Desodorierung vor einer angestrebten Wiederverwendung zu Spülzwecken zwingend erforderlich.

Oxidation mit Ozon / UV (BG 9)

Die Bauart der Ozonanlage mit nach geschalteter UV-Oxidation entspricht weitgehend dem im Grauwasserbehandlungsstrang verwendeten Baumuster (vgl. 3.3.2.3). Die maximale Ozonleistung beträgt 40 g O_3/h. Bei geringeren hydraulischen Durchsätzen ergeben sich längere hydraulische Verweilzeiten in den zwei druckbetriebenen Ozonreaktoren. Durch die höhere Restverschmutzung des biologisch vorbehandelten Schwarzwassers wurden spezifische Ozongaben von maximal ca. 0,7 g O_3/L SW – 0,8 g O_3/L SW zur vollständigen Entfärbung des Schwarzwassers notwendig. Über den gemessenen Restozongehalt wurden die Ozondosis im Verlauf der Technikumsphase angepasst und optimiert. Dadurch konnte auch eine vollständige Elimination des Eigengeruchs des Schwarzwassers erzielt werden. Die Oxidation mit Ozon erfüllt damit im Sinne des Multi-Barrieren-Prinzips neben der hygienisch-mikrobiologischen Reduktion auch die weitergehende Elimination von Farb- und Geruchsstoffen nach „ästhetischen“ Anforderungen zur Wiederverwendung.

Recyclingbehälter (BG 9)

Der Recyclingbehälter zur Bereitstellung des gereinigten Schwarzwassers ist mit Druckerhöhungspumpe und - bei Bedarf zuschaltbarem – Sicherheitsfilter ausgerüstet.

3.3.2.3 Grauwasser

Die Abfolge der Baugruppen zur Behandlung des Grauwassers während der Technikumsphase ist in der folgenden Abbildung dargestellt.

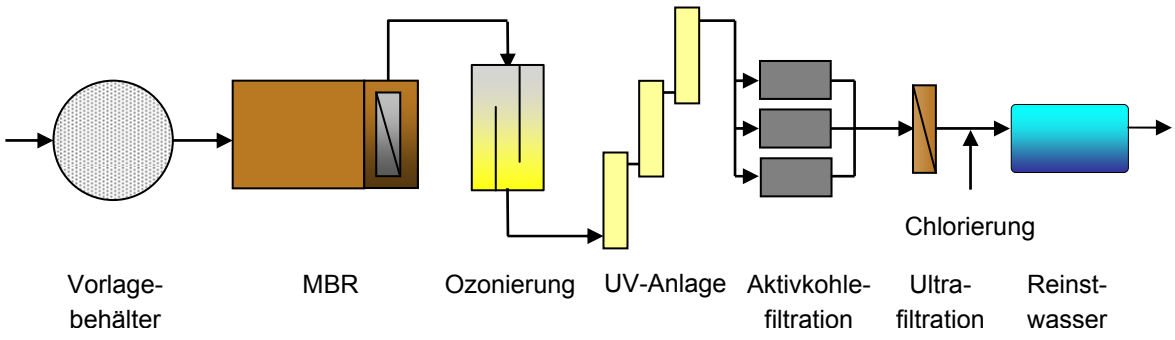


Abbildung 7: Vereinfachtes Verfahrensfließbild der GW-Technikumsanlage

Nicht dargestellt sind die Umkehrosmose sowie der dem Reinstwasserbehälter nachgeschalteten Sicherheitsfilter, die in der Technikumphase nicht dauerhaft betrieben wurden (s.u.).

Vorlagebehälter mit Grobstoffabtrennung (BG 2)

Ein Speicher (V = 2,0 m³) vor dem Membranbioreaktor zur Grauwasserbehandlung dient der Vergleichmäßigung des diskontinuierlich durch die Hebeanlage geförderten Abwassers aus Waschbecken, Badewannen, Duschen sowie Wasch- und Spülmaschinen und wird kontinuierlich durchmischt. Nach Inbetriebnahme der Pilotanlage wurden durch Messungen

nicht zu vernachlässigende Konzentrationen lipophiler Stoffe (Fette, Öle) - vermutlich aus Küchenabwasser – festgestellt ($C_{Lipophile}$ = 200 mg/L – 300 mg/L). Im Probebetrieb wurde daher ebenfalls die statische Vorabscheidung im Speicher überprüft, um gegebenenfalls einen Fettabscheider nachzurüsten. Es erwies sich, dass Fette und Öle emulgiert und nicht frei vorliegen und daher eine statische Abscheidung bei diesen Konzentrationen ohne Funktion ist. Lipophile Stoffe in diesen Konzentrationen müssen daher über den Membranbioreaktor abgebaut werden.

Membranbioreaktor (BG 2)

Der Membranbioreaktor zur Grauwasserbehandlung wurde aufgrund von Literaturdaten zur Kohlenstoff- und Stickstoffelimination ausgelegt. Das aktive Volumen beträgt V_{BB} = 1 m³, mit vor geschalteter Denitrifikation. Der Denitrifikationsreaktor kann intermittierend betrieben werden, so dass eine flexible Anpassung an Änderungen der Stickstoffkonzentrationen möglich ist. Die Rückführung aus der separat installierten Membrankammer (V_{MK} = 0,5 m³) erfolgt in den Nitrifikationsreaktor Im Gegensatz zum auf dem Gelände der kommunalen Kläranlage Kaiserslautern betriebenen Teststand liegt im Grauwasser der Technikumanlage (Wohnblock BauAG) Stickstoff und Phosphor in einem nahezu optimalen Verhältnis für den Abbau der organischen Substanzen vor. Eine gezielte Nitrifikation und Denitrifikation erübrigte sich im Technikumsbetrieb damit, da vollständige Assimilation der Nährstoffe beim Kohlenstoffabbau erfolgt. Die Membranfläche der in der Technikumanlage eingesetzten getauchten Hohlfasermodule beträgt ca. $A_{Membran}$ = 30 m² und ist damit ebenfalls sehr großzügig dimensioniert (Q_{max} = 6 m³/d = 250 L/h, $Q_{spez,max}$ = 8,3 L/(m²·h)) um lange Standzeiten der Membranen ohne hohe Reinigungsfrequenz zu erreichen. Erwartungsgemäß war der Ablauf der Membranstufe des MBR analytisch partikelfrei und optisch klar, jedoch gegenüber frischem Trinkwasser leicht grau verfärbt. Nach knapp sechsmonatigem Versuchsbetrieb wurde ein Anstieg des zur Filtration nötigen Unterdrucks sichtbar (Grenzdruck p = - 400 mbar). Zur Wiederherstellung der Filtrationsleistung wurden deshalb aus großtechnischen Anlagen bewährte chemikaliengestützte Reinigungsverfahren erprobt. Im laufenden Versuchsbetrieb wurden Optimierungen der Belüftungsleistung in der Membrankammer und in den Bioreaktoren vorgenommen. Die interne Rezirkulation und die Rückführraten wurden angepasst.

Besonders in der Inbetriebnahmephase und regelmäßig bei Perioden an Wochenenden mit vermehrten Waschgängen in den Haushalten kam es in der Anlage zu verstärkter Schaumentwicklung und zu unkontrolliertem Schlammaustrag v.a. im Bereich der Membrankammer. Unkontrolliertes Ansprechen von Überfüllsicherungen führte zu kurzzeitigen Abschaltungen der Anlagentechnik und erforderte erhöhten manuellen Reinigungsaufwand. Das Problem übermäßiger Schaumentwicklung ist auch aus anderen Behandlungsanlagen zur Grauwasserreinigung bekannt (Chang, 2007). Zur Abhilfe wurde eine mengenproportionale Dosierung von Entschäumerlösung eingerichtet, die im weiteren Versuchsverlauf auf die minimal notwendige Dosierung begrenzt wurde (Q_{max} = 0,02 mL/L).

Oxidation mit Ozon / UV (BG 3)

Der chemisch-physikalischen Oxidation des MBR-Ablaufs mit Ozon kommt im Anlagenkonzept eine zentrale Bedeutung zu. Zum Einen werden biologisch nicht abbaubare

organische Stoffe weiter mineralisiert, zum Anderen dient die Ozonierung der weitergehenden Hygienisierung des MBR-Ablaufs. In der gewählten Reaktorkonfiguration wird das im Ozongenerator durch kalte Entladung erzeugte Ozon über einen Kreislauf mit Injektor unter Druck (p_{abs} = 1,8 bar – 2,5 bar) im Abwasser gelöst, bei einer durchsatzabhängigen hydraulischen Verweilzeit von HRT ≥ 2 h. Die maximale Ozonleistung beträgt 40 g O_3/h. Die Anlage ist entsprechend der technischen Vorschriften mit einer Ozon-Raumluftüberwachung ausgerüstet, die bei erreichen eines Alarmwerts den Ozongenerator automatisch ausschaltet. Restozon im Abgas der Ozonreaktoren wird katalytisch vernichtet. Restozonkonzentrationen im behandelten Abwasser werden kontinuierlich registriert.

Während der Technikumsphase wurden die Stillstandszeiten der Ozonanlage durch Anpassungen der Steuerungssoftware und Austausch / Umrüstung von Bauteilen weitestgehend minimiert. Die Ozondosis wurde entsprechend der durchgeführten Analysen schrittweise erhöht (Dosierraten von 0,07 g O_3/L GW bis 0,1 g O_3/L GW).

Die nachfolgende UV-Oxidation als Kaskade von drei baugleichen Edalstahl-UV-Reaktoren (V = 0,003 m³) ausgeführt. In jeden Reaktor wird ein Quecksilber-Mitteldruckstrahler TQ 150 (Heraeus AG, Hanau, Strahlungsfluss Φ = 50 W) im Quarzglasrohr eingetaucht. Zu- und Abläufe der Reaktoren sind so ausgeführt, dass sich in den Reaktoren eine Tangential-Strömung mit hoher Turbulenz ausbildet. In Abhängigkeit der Anforderungen können die Strahlungsquellen separat ein- und ausgeschaltet werden, um eine Staffelung der Bestrahlungsintensität zu erhalten.

Aktivkohlefiltration (BG 3)

Die Aktivkohlefiltrationsstufe ist mit drei Duckbehältern von jeweils V_{AK} = 0,1 m³ ausgerüstet. Diese Adsorber können in beliebiger Reihenfolge hintereinander geschaltet werden oder auch parallel durchfahren werden. Die Beschickung mit Ablauf der Ozon/UV-Einheit erfolgt am Kopf des Druckbehälters. Im Technikumseinsatz wurden 2 Adsorber mit Aktivkohle befüllt und hintereinander geschaltet.

Ultrafiltration (BG 4)

Die mit keramischen Membranen ausgeführte Querstrom-Ultrafiltration ($A_{Membran,UF}$ = 1,4 m², nominaler Porendurchmesser D = 0,05 µm) wurde als zusätzliche Organismen- und Partikelbarriere im Ablauf der Aktivkohleadsorber konzipiert. Die Anlage arbeitet im Semi-Batch-Verfahren. Bei zunächst kontinuierlichem Zulauf wird im Arbeitsbehälter der Filtrationsstufe fortlaufend aufkonzentriert, um eine möglichst geringes Konzentrat-Restvolumen zu erzielen. Bei Erreichen einer bestimmten minimalen volumetrischen Fluxleistung J_V, wird das Konzentrat ausgeschleust und ein Reinigungsprogramm initiiert. Danach beginnt der Betriebszyklus von Neuem. Im Dauerbetrieb werden Permeabilitäten im Bereich von 19 L/(m²·h·bar) ≤ P ≤ 27 L/(m²·h·bar) bei einer transmembranen Druckdifferenz von TMP = 4 bar – 4,5 bar erreicht. Reinigungsintervalle zum Erhalt der Permeatleistung können durch intermittierende permeatseitige Rückspülungen verlängert werden. Begrenzt werden die Reinigungsintervalle in dieser Baustufe maßgeblich durch eine potenzielle Wiederverkeimung des Ablaufs aus BG 3. Daher wurden kurze Intensivreinigungen mit Wasserstoffperoxid-Lösung (5 %) durchgeführt.

Umkehrosmose (BG 5) / Reinstwasserbehälter und Sicherheitsfilter (BG 6)

Die Teilstrom-Umkehrosmose dient zusammen mit Baugruppe 6 der Teil-Entsalzung und Elimination von Spurenstoffen vor einer Kreislaufführung des Grauwassers. Die Membranfläche der eingesetzten heiß-sanitisierbaren Spiralwickelmodule beträgt $A_{Membran,UO}$ = 8,3 m².

Beim Betrieb der KOMPLETT-Anlage am Standort Kaiserslautern wurde diese Rückführung nicht durchgeführt. Die Baugruppen 5 und 6 wurden daher noch nicht im Dauerbetrieb erprobt, um eine Biofilmbildung in den nicht durchströmten Toträumen zu vermeiden.

Der in der Technikumanlage installierte Grauwasserspeichertank (V = 1 m³) wurde bereits im Hinblick auf eine Wiederverwertung mit eigener Druckerhöhungsstation und Sicherheitsfilter ausgerüstet.

3.3.2.4 Feststoffe

Die Versuche zur Vermikompostierung wurden auch in der Technikumsphase an der Universität Bonn durchgeführt. Dazu wurde das Substrat, welches wie in Kapitel 3.3.2.2 beschrieben statisch entwässert wurde, aus Kaiserslautern nach Bonn transportiert. Dies war mit geringerem Aufwand (Logistik, Betreuung, Kosten) verbunden als Untersuchungen vor Ort in Kaiserslautern.

Aufbauend auf den Erfahrungen aus der Laborphase wurden für diese Phase drei identische 300 L Komposter (140 x 73 x 30 cm) konstruiert. Diese Komposter hatten Gitterböden aus Stahl. Die Stäbe hatten einen Durchmesser von 10 mm, der Abstand der Stäbe betrug ebenfalls 10 mm. Zur Beschattung und gezielten Be- und Entlüftung wurde ein Kuppeldach aufgesetzt.

3.3.3 Pilotanlagen

Aufgrund der Betriebserfahrungen aus der Technikumsphase wurde die Anlagen- und Steuerungstechnik vor Zusammenführung des KOMPLETT-Systems am Pilotobjekt in entscheidenden Komponenten und Baugruppen modifiziert. In den folgenden Abschnitten werden die entscheidenden Modifikationen kurz erläutert.

3.3.3.1 Schwarzwasser

Das Ablaufschema der Schwarzwasserbehandlung blieb im Pilotbetrieb unverändert bestehen (vgl. Abbildung 4). Es wurde allerdings eine komplette Neukonstruktion der Feststoffabtrennung vor Einspeisung des SWs in den Membranbioreaktor vorgenommen, die auf die erwarteten SW-Mengen am FhI UMSICHT angepasst und zusätzlich mit einer automatischen Spülung versehen wurde. Auf eine Darstellung des Verfahrensfließbilds der SW-Pilotanlage wird daher verzichtet und lediglich die durchgeführte Modifikation an der mechanischen Vorabscheidung erläutert.

Neubau der Feststoffabscheidung Schwarzwasser

Für die Feststoffabscheidung als ersten Behandlungsschritt im Schwarzwasserkreislauf wurde eine modifizierte Geometrie der Siebtrommel mit größerer Filterfläche (A = 2,4 m²) realisiert. Das Prinzip der rotierenden Siebtrommel mit einem porösen Filtervlies als eigentliche Trennschicht wurde beibehalten. Die Siebtrommel wurde mit einem unterliegenden Schwarzwasservorlagetank (V = 1 m³) für das vor gereinigte Schwarzwasser kombiniert. Die neue Trommel wurde weitgehend gekapselt und zur Vermeidung von Geruchsemissionen mit einer Absaugung über das Abluftsystem der KOMPLETT-Anlage (Aktivkohle-Filter) ausgerüstet. Des Weiteren wurde eine zeitgesteuerte Reinigung durch ein Spülsystem mit gereinigtem Schwarzwasser (Permeat des MBR, BG 8) mit einer Spüllanze in der Siebtrommel realisiert (vgl. Abbildung 8).

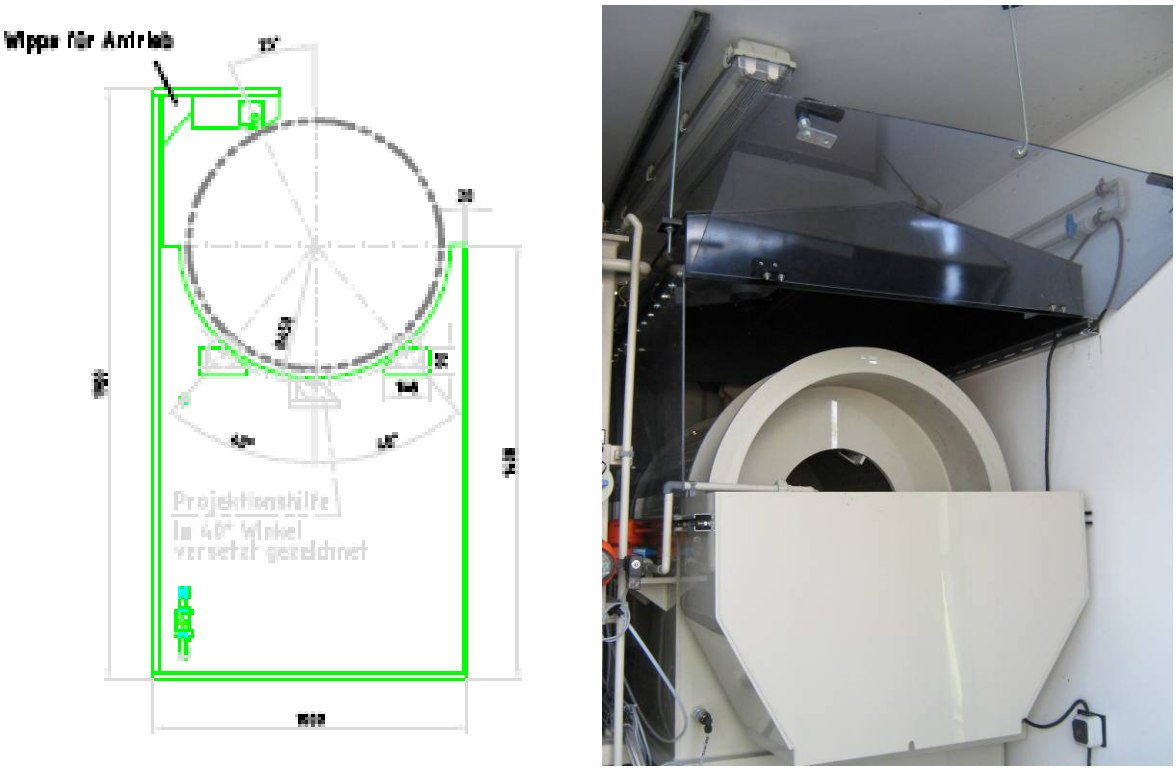


Abbildung 8: Bilder Neubau Siebtrommel Feststoffabscheidung Schwarzwasser mit Ablufthaube und Feststoffabwurftrichter

Für den automatischen Feststofftransport der aus der Trommel abgeworfenen Fäkalien sorgt eine Dickstoffpumpe mit zusätzlichem Schneckenförderer. Die Dickstoffpumpe ist zusammen mit einem Vorlage- und Abwurftrichter auf einer Wägeeinheit montiert. Über das Wägemodul wird eine kontinuierliche automatische Erfassung der aus der Siebtrommel abgeworfenen Feststoffmasse möglich. Darüber hinaus kann der Feststofftransport über die Pumpenlaufzeit in Abgleich mit dem Massenstrom fernüberwacht werden, so dass Verstopfungen oder andere Störungen schnell zu registrieren sind. In Abhängigkeit des Feststoffmassenstroms wird der Fütterungszyklus für die im Pilotbetrieb nach geschalteten Vermikompostierungs-anlage des Instituts für Pflanzenernährung (Universität Bonn) entsprechend angepasst.

Im Umbau wurde die komplette Integration der Komponenten und Messtechnik in die Anlagensteuerung vorgenommen (Abbildung 9).

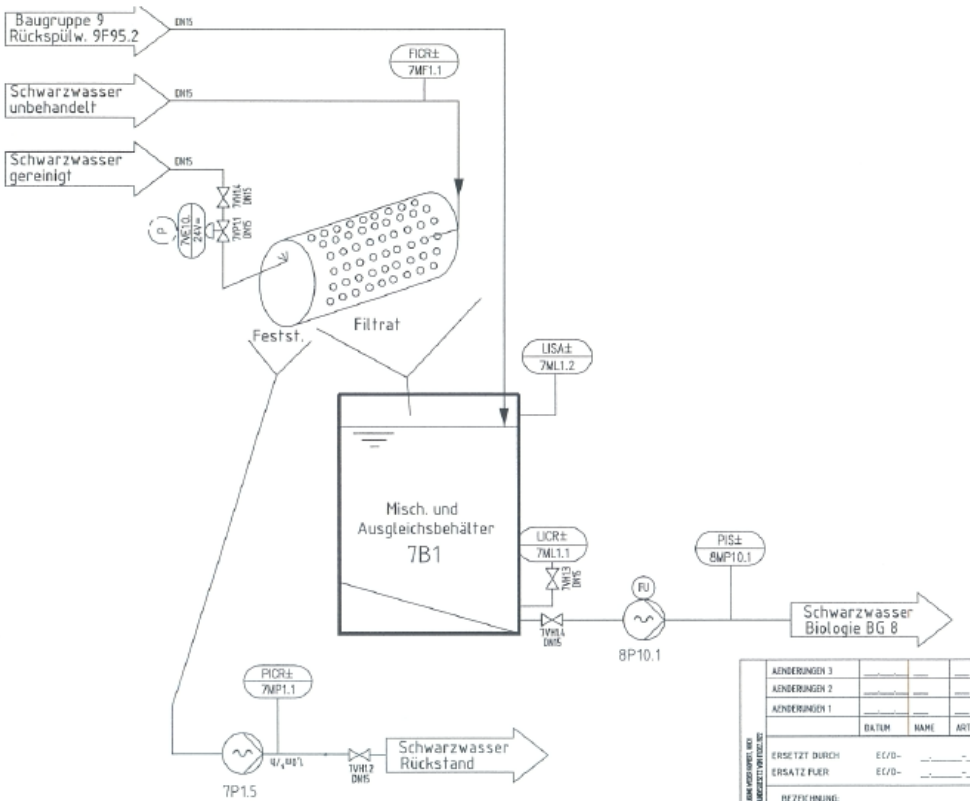


Abbildung 9: Layout Neubau Siebtrommel Feststoffabscheidung

3.3.3.2 Grauwasser

Die folgende Abbildung 10 zeigt das modifizierte Blockschema des Grauwasserbehandlungsstrangs im Pilotbetrieb. Im Wesentlichen wurde eine Neuordnung der Abfolge von Verfahrensstufen nach der Aktivkohlefiltration vorgenommen. Weiterhin erfolgte der Austausch der keramischen Ultrafiltrationsmembran gegen einen Partikelfilter. Zuletzt wurde eine weitere UV-Desinfektion in den Prozess zur Sicherstellung der Trinkwasserqualität in den GW-Prozess integriert.

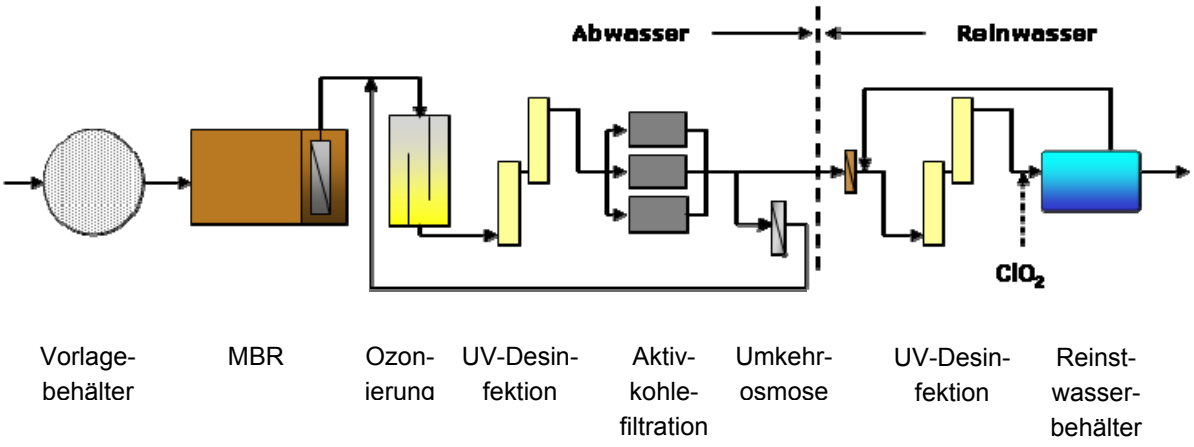


Abbildung 10: Vereinfachtes Verfahrensfließbild der GW-Pilotanlage

Neuordnung der Abfolge der Grauwasserbehandlung nach der Aktivkohlefiltration

Nach intensiven Diskussionen mit Experten für Reinwasser und Trinkwasserversorgung stellten Stillstandszeiten der Anlage im Technikumsbetrieb mit stehendem Wasser in Rohrleitungen und Behältern die Hauptursache für Wiederverkeimungen und Reduzierung der hygienischen Qualität dar. Daher wurde für den Pilotbetrieb ein grundlegendes Konzept der Neuordnung der Grauwasserbehandlung nach der Aktivkohlefiltration entwickelt. Ziel war eine noch schärfere verfahrenstechnische Trennung in einen sogenannten Abwasserbereich und einen Reinwasserbereich, der zur Sicherstellung der Recyclingqualität des Grauwassers diente. Maßgeblich berücksichtigt wurde die Vermeidung von nicht-kontinuierlich durchströmten Anlagenkomponenten (Rohrleitungen, Behältern etc.), die leicht zur Bildung unerwünschter Biofilme führen können.

Die in Kapitel 3.3.2.3 noch beschriebene BG 4 „Ultrafiltration“ wurde aus der Prozesskette entfernt, da die hygienische Qualität des gereinigten Wassers durch Verkeimung im Membranmodul und im Arbeitsbehälter der Ultrafiltration beeinträchtigt wurde. Dies hatte einen hohen Reinigungsaufwand zur Folge und die ursprüngliche Funktion der UF-Membran als Partikel- und Keimbarriere war nicht gegeben. Parallel dazu war mit der Ultrafiltration ein erhöhter Energieverbrauch und Energieeintrag (Aufheizung) durch den kontinuierlichen Umwälzstrom verbunden.

Als Ersatzmodul für die Ultrafiltration wurde eine wesentlich einfacher zu handhabende Partikelfiltration als Schutzfilter mit Wechselkartusche zur Abtrennung von aus der Aktivkohle ausgetragenen Suspensa vor dem Reinwassertank ausgewählt (Porengröße ca. 50 µm).

Weiterhin wurde eine automatisierte ClO_2-Dosierung mit Abluftabsaugung eingerichtet. Die Depotwirkung der ClO_2-Dosierung erwies sich im Technikumsbetrieb als vorteilhaft, um die hygienische Unbedenklichkeit des Reinwassers im Grauwasserkreislauf dauerhaft sicher zu stellen. Im Gegensatz zu den bestehenden UV-Mitteldruckstrahlern nach der Ozonierung (Ausnutzung des Rest-O_3) wurde im kontinuierlich strömenden Wasser des Reinwasserbereichs ein UV-Niederdruckstrahler zur gezielten Abtötung von Mikroorganismen in die Zuführleitung zum Reinwassertank integriert.

Sowohl im Bereich der „Abwasserbehandlung“ als auch im Reinwasserbereich wird im neuen Konzept intern zumindest ein Teil des gereinigten Grauwassers ständig rezirkuliert. Rohrleitungen werden dadurch kontinuierlich durchströmt und v.a. im Reinwasserbereich durchläuft das gereinigte Wasser konstant eine festgelegte Abfolge von Reinigungsschritten. Die Kreislaufführung wird auch bei ausbleibendem Zulauf aus dem angeschlossenen Gebäudekomplex, wie z.B. in Nachtstunden, im Wochenendbetrieb oder bei Minderbelegung aufrecht erhalten.

Umbau Teilstrom-Umkehrosmose

Weiterhin wurde aufgrund der Erfahrungen mit Wiederverkeimung bei der Ultrafiltration gereinigten Grauwassers die Umkehrosmose (UO) in den Ozonierungskreislauf zur ständigen Hygienisierung des Permeats integriert. Zum Schutz der UO-Membran vor Restozon wird die UO-Anlage im Teilstrom nach der Aktivkohlefiltration betrieben. Die Aktivkohle wirkt somit als Rest-Ozonvernichter im Flüssigkeitskreislauf. Ein Verschnitt von Umkehrosmose-Permeat mit dem Ablauf des Membranbioreaktors erfolgt anhand der im Ablauf der Aktivkohle-Adsorption gemessenen elektrischen Leitfähigkeit.

3.3.3.3 Feststoffe

Für den Betrieb der Vermikompostierung in Oberhausen wurde aufbauend auf den bisherigen Erfahrungen in Zusammenarbeit mit dem Institut für Landtechnik der Universität Bonn ein Komposter (5000 x 1600 cm) konstruiert, mit dem ein automatisierter Betrieb möglich ist (Abbildung 11).

Der Rahmen besteht aus lackiertem Stahl; alle Bauteile, die mit frischem Substrat in Berührung kommen, sind in nicht rostendem Stahl ausgeführt. Zum Auflockern des Materials (Erntehilfe) gibt es einen Kratzboden, dessen Zinken zwischen den Stäben des Gitterbodens 1 cm hervorragen.

Das von der Excenterschneckenpumpe angeförderte Substrat wird über eine Applikationseinheit ausgebracht, die auf dem Rahmen des Komposters fährt. Die Verteilung erfolgt über das Auspressen des Substrates durch Schlitze (10 x 2 cm). Die Schlitze sind versetzt auf einem Rohr angebracht, das über einem weiteren Rohr sitzt, welches einen durchgehenden Schlitz (2 cm) über die gesamte Länge aufweist. Das äußere Rohr kann so verdreht werden, dass immer nur ein Schlitz mit dem des inneren Rohres übereinander gebracht wird, und so das Substrat dort austreten kann. So kann der gesamte Komposter belegt werden, die Applikationseinheit fährt in x-Richtung, durch das Verdrehen des Rohres wird ein Versatz in y-Richtung erreicht (Abbildung 12).

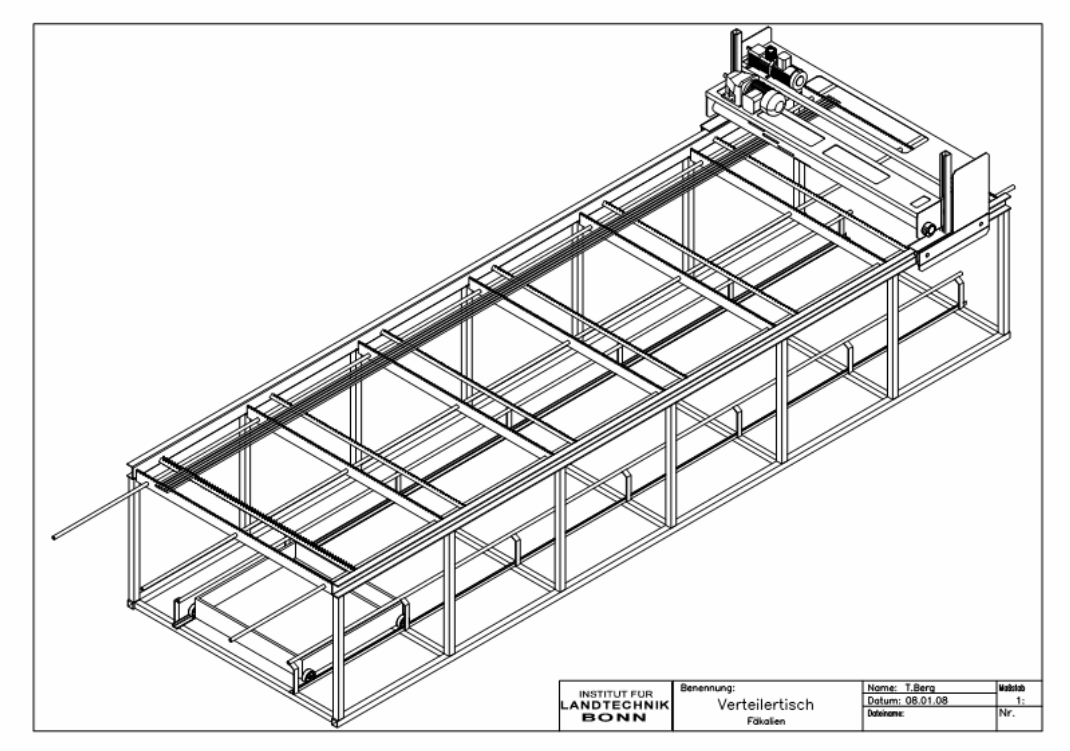


Abbildung 11: Konstruktionszeichnung des Komposters

Abbildung 12: Applikationseinheit, äußeres Rohr

An der Applikationseinheit ist auch die Bewässerungsvorrichtung - ein Tropfbalken – angebracht (Abbildung 13). An diesem sind Tropfer im Abstand von 50 mm angebracht, die pro Überfahrt insgesamt 4,2 L Wasser ausbringen. Eine höhere Bewässerungsmenge kann durch wiederholtes Überfahren erreicht werden.

Die Steuerung des Komposters läuft über die Steuerung der Excenterschneckenpumpe. Sobald die Pumpe läuft (füllmengeninduziert), bringt sich die Applikationseinheit in die letzte Stellung der vorherigen Überfahrt und verteilt das Substrat von dort aus weiter nach dem vorgegebenem Schema. Wenn die Pumpe stoppt, dreht das äußere Rohr in eine „Null-Stellung“, in der die Applikationseinheit verschlossen ist. So wird ein Antrocknen des Substrates in der Applikationseinheit vermieden.

Unter dem Komposter befinden sich mehrere Wagen, in denen das herausfallende Material gesammelt wird. Der Kompost wird über Gazebahnen in diese Wagen geleitet und kann dort entnommen werden. Die Abbildung 14 zeigt das Ablagebild auf dem Komposter.

Abbildung 13: Applikationseinheit und Tropfbalken (unten)

Abbildung 14: Ablagebild der Applikationseinheit auf dem Komposter bei Vorversuchen

Die Feststoffbehandlung in der Pilotphase fand in einem klimatisierten Isoliercontainer bei 24 °C statt.

3.4 Probennahmen und Analysen

3.4.1 Abwasser

Die **Reinigungsleistung** der Anlagen wurde durch regelmäßige Analysen (1-3-mal wöchentlich) von Zu- und Ablauf der einzelnen Verfahrensstufen überwacht. Schwarzwasserproben wurden als Roh-Schwarzwasserproben (Index Z) und nach der mechanischen Reinigungsstufe im Zulauf der Biologie (Index ZB) gewonnen. Grauwasserproben wurden am Standort des Versuchsstandes als Roh-Grauwasserproben genommen, da keine Feststoffabtrennung installiert war. An den Standorten der Technikums- und Pilotanlagen wurden Grauwasserproben ausschließlich durch Probenahme im Zulauf der Biologie (Index ZB) gewonnen.

Die Zulaufproben wurden jeweils als 24h Mischproben genommen. Die Beprobung im Ablauf der einzelnen Verfahrensstufen (Indizes: AB = Ablauf Biologie, AO = Ablauf Ozonierung, AUV = Ablauf UV-Desinfektion, AAF = Ablauf Aktivkohlefiltration) erfolgte mittels qualifizierter Stichproben. Die Parameter Ammonium-Stickstoff (NH_4-N), Nitrit-Stickstoff (NO_2-N), Nitrat-Stickstoff (NO_3-N) sowie der CSB (homogenisiert und filtriert) wurden mittels Küvettentest photometrisch bestimmt. Die Bestimmung der Parameter Gesamtphosphor (P_{ges}), Ortho-Phosphat (PO_4-P), biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen (BSB_5), organisch gebundener Stickstoff (N_{org}) Säurekapazität ($KS_{4,3}$), Feststoffgehalt (TS) und Glühverlust (GV) erfolgten gemäß DIN. Die Bestimmung des Gesamtstickstoff (N_{ges}), des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) erfolgte mittels Autoanalyser ebenfalls nach DIN (Tabelle 6).

Tabelle 6: Chemische Analysemethoden

Parameter	Methodik
N_{ges}	DIN EN 12260 (Gerät: DIMATOC 2000 mit TN Modul)
TOC	DIN EN 1484 (Gerät: DIMATOC 2000 mit TN Modul)
DOC	DIN EN 1484 (Gerät: DIMATOC 2000 mit TN Modul)
P_{ges}	DIN EN 1189
PO_4-P	DIN EN 1189
TS	DIN EN 12880
GV	DIN 38408-2
N_{org}	DIN EN 25663
$KS_{4,3}$	DIN 38409 H7
NH_4-N	Küvettentest Hach Lange: LCK 302-304
NO_3-N	Küvettentest Hach Lange: LCK 339-340
NO_2-N	Küvettentest Hach Lange: LCK 341
CSB	Küvettentest Hach Lange: LCK 014, 114, 314, 414
BSB_5	DIN EN 1899-1

Die Proben der Versuchsstände und der Technikumsanlage wurden gekühlt gelagert (4°C) und innerhalb von 24 h als Frischproben analysiert. Die Proben der Pilotanlage wurden vor Ort bis zur Laboranalyse in Kaiserslautern eingefroren (-24°C) und gelagert. Der Transport erfolgte im gefrorenen Zustand, sodass die Kühlkette nicht unterbrochen wurde.

Messungen der elektrischen Leitfähigkeit (LF), Temperatur (T) und des pH-Wertes wurden mittels Handsonden direkt nach der Probenahme durchgeführt. Im Schlamm wurden der Trockensubstanzgehalt (TS) und der Glühverlust (GV) bestimmt.

Für die **hygienisch-mikrobiologische Beurteilung** des Abwassers wurden während der Technikumsphase in Kaiserslautern am Wohnblock der BauAG 14-tägig Probenahmen durch das Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn (IHPH) durchgeführt. Am Pilotstandort Oberhausen wurden von August 2008 bis Februar 2009 wöchentlich Probenahmen durch das IHPH durchgeführt. Eine Beprobung der Versuchsstände durch das IHPH erfolgte nicht.

Die Probenahmen erfolgten durch akkreditierte Probenehmer nach Ablauf des Stagnationswassers an den installierten Probenahmehähnen, die nach Möglichkeit abflammbar waren oder vor der Probenahme chemisch desinfiziert wurden. Entnommene Proben wurden in geeigneten Glas- oder Kunststoffflaschen gekühlt innerhalb von vier Stunden transportiert und innerhalb von 16 Stunden verarbeitet.

Tabelle 7: Hygienisch-mikrobiologische Analysenmethoden

Parameter	**Methodik**
Escherichia coli	EN ISO 9308-1; Chromocult-Coliformen Agar (Fa. Merck)
Coliforme Bakterien	
Fäkalstreptokokken	DIN EN ISO 7899-2
Somatische Coliphagen	DIN EN ISO 10705-2
Salmonellen	ISO 6340:1995-12
Legionellen	ISO 11731; modifiziert
Pseudomonas aeruginosa	DIN EN ISO 16266
Aufbereitung Feststoffproben	DIN 38414 -13

Sowohl im Grau- als auch im Schwarzwasserkreislauf wurde das Abwasser im Zulauf der MBR und das Wasser aus jeder Aufbereitungsstufe beprobt. Das Untersuchungsprogramm umfasste die in der Trinkwasserverordnung geforderten Parameter: *Escherichia coli*, coliforme Bakterien, Allgemeine Koloniezahl bei 20°C und 36°C, sowie die Parameter Fäkalstreptokokken, *Pseudomonas aeruginosa*, Legionellen und somatische Coliphagen. Zur Untersuchung wurden DIN und ISO Methoden (Tabelle 7) herangezogen, die soweit möglich durch die Teilnahme an Ringversuchen regelmäßig validiert wurden. Zusätzlich wurden von unabhängigen und akkreditieren Instituten in Kaiserslautern (Westpfälzische Ver- und Entsorgungs-GmbH (WVE)) und Gelsenkirchen (Hygiene-Institut des Ruhrgebietes) hygienisch-mikrobiologische Untersuchungen des aufbereiteten Grau- und Schwarzwassers vor der Übergabe an den Verbraucher, wie in der Trinkwasserverordnung gefordert, durchgeführt.

3.4.2 Feststoffe

Die Probenahme erfolgte jeweils als Mischprobe aus dem entsprechenden Substrat. Dabei wurden mehrere (mindestens vier) Einzelproben an unterschiedlichen Stellen des Materials genommen und zu einer Mischprobe von mindestens 10 g vereinigt. Das komplette Durchmischen des Substrates war nicht möglich, da dadurch die Vermikompostierung gestört worden wäre.

Die chemischen und physikalischen Analysen wurden in Anlehnung an die Angaben aus dem Methodenbuch der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (e.V., 2006) und dem VDLUFA-Methodenbuch (VDLUFA, 1991) durchgeführt. In Tabelle 8 sind die Methoden und verwendeten Geräte aufgeführt.

Zur hygienisch-mikrobiologischen Untersuchung wurden dem IHPH Feststoffproben aus unverrottetem und verkompostiertem Material zur Verfügung gestellt. Die Proben wurden in keimarmen Gefäßen oder Beuteln abgefüllt und zeitnah weiterverarbeitet. Rohmaterial wurde

falls nötig gekühlt gelagert und innerhalb von 24 h untersucht. Verkompostiertes Material wurde bei Raumtemperatur gelagert und innerhalb von 1-2 Tagen analysiert.

Die mikrobiologischen Analysen umfassten die Parameter *Escherichia coli*, Fäkalstreptokokken, *Salmonella* spec. und somatische Coliphagen (Tabelle 7). Zur Untersuchung des Materials wurde ein in DIN 38414-13 beschriebenes Verfahren angewendet. Dazu wird das Probenmaterial homogenisiert, in einem 10-fachen Volumen an sterilem Wasser aufgeschwemmt und für eine Minute gerührt. Danach sedimentieren die enthaltenen Feststoffe für 10 Minuten. Der Überstand wird dekantiert und für die weitere Analytik verwendet. Bei stark kontaminierten Proben ist es zudem nötig Verdünnungsreihen der Ursprungslösung anzulegen, um auswertbare Ergebnisse zu erlangen.

Während der Laborphase fanden Versuche zur Validierung der Methodik und zur Inaktivierung von Phagen in Komposten statt. Die Phagenhülle tritt aufgrund ihrer biophysikalischen Eigenschaften in Interaktion mit den Bodenpartikeln. Adhäsionsprozesse können dabei den Phagennachweis empfindlich stören (Sobsey und Glass, 1984, Skraber et al., 2004, Foppen et al., 2006). Durch das Aufschwemmen der zu untersuchenden Feststoffe konnten die vorhandenen Phagen vom Material gelöst und in der Flüssigphase nachgewiesen werden. Die Verarbeitung muss allerdings innerhalb eines Intervalls von 60 Minuten erfolgen, damit die Phagen nicht wieder mit Partikeln interagieren.

Tabelle 8: Analysemethoden und verwendete Geräte zu den gemessenen Parametern (BGK = Bundesgütegemeinschaft Kompost, VDLUFA = VDLUFA Methodenbücher)

Parameter	**Methodik**	**Geräte**
Trockensubstanz (TS)	BGK, Kap II, A 1 VDLUFA, A 2.1.1	Waage PG 5002-S (Fa. Mettler Toledo), Trockenschrank (Fa. Heraeus)
Organische Trockensubstanz (oTS)	BGK, Kap. III, B 1.1 VDLUFA, A 15,2	Analysenwaage 2007 MP (Fa. Sartorius, 0,1 mg), Muffelofen AAF 1100 (Fa. Carbolite)
pH-Wert (pH)	BGK, Kap. III, C 1 VDLUFA, A 5.1.1	pH 340-A (Fa. WTW)
Elektrische Leitfähigkeit (LF)	BGK, Kap. III, C 2 VDLUFA, A 13.4.1	LF 340 (Fa. WTW)
Atmungsaktivität (AT_4)	BGK, Kap. IV, A 2	Oxitop C-Messköpfe (Fa. WTW), Sensomat-Scientific (Fa. Aqualytic)
Kohlenstoff- / Stickstoff-Verhältnis (C/N)	Verbrennung, gaschromatographischer Nachweis	Elementaranlysator EuroEA 3000 (Fa. Eurovector)
Gesamt-Stickstoff (N_{tot})	BGK, Kap. III, A 1 VDLUFA, A 2.2.0 ff	Kjeldatabs CT, Kjeldatherm, Turbosog, Vapodest (Fa. Gerhardt)
Gesamt-Phosphor (P_{tot})	VDLUFA, A 2.4.2.1	Photometer ECOM 6122 (Fa. Eppendorf)
Gesamt-Kalium (K_{tot})	trockene Veraschung, flammenphotometrischer Nachweis	Flammenphotometer ELEX 6361 (Fa. Eppendorf)
Pflanzenverfügbarer Stickstoff ($N_{pflverf}$)	VDLUFA, A 6.1.3.1	UV/VIS Spectrometer Lambda 20 (Fa. Perkin Elmer)
Pflanzenverfügbarer Phosphor ($P_{pflverf}$)	BGK, Kap. III, A 2.2 VDLUFA, A 6.2.1.1	Photometer ECOM 6122 (Fa. Eppendorf)
Pflanzenverfügbares Kalium ($K_{pflverf}$)	BGK, Kap. III, A 2.2 VDLUFA, A 6.2.1.1	Flammenphotometer ELEX 6361 (Fa. Eppendorf)
Ootal ammonium nitrogen (TAN)	Quantofix N-Test	Scheibler-Apparatur (Uni Bonn)
Pflanzenverträglichkeit (Kressetest)	VDLUFA, A 10.2.1.	-
Schwermetalle (Cr, Cu, Ni, Pb, Zn)	EN ISO 11885: 1997	ICP-OES

3.4.3 Biodosimetrie

Zur Quantifizierung des Rückhaltevermögens der einzelnen Membran- und Desinfektionstechnologien wurden sowohl in der Technikumsphase als auch in der Pilotphase biodosimetrische Untersuchungen mit speziell ausgewählten Indikatorstämmen durchgeführt. Verwendet wurden:

- *Escherichia coli* (ATCC 12435)
- MS2-Phagen (ATCC 15597-B)
- *Bacillus subtilis*-Sporen (ATCC 6633)

Die verwendeten Surrogat-Mikroorganismen unterscheiden sich dabei in Ihrer Größe und Widerstandfähigkeit gegenüber Desinfektionsverfahren. Als Surrogat für die wohl relevantesten Mikroorganismen im Abwasserbereich diente, aus dem Bereich der Enterobakterien, der apathogene *E. coli* Stamm ATCC 12435. MS2-Phagen wurden als Surrogat für Viren, die sich im Grau- und Schwarzwasser finden können herangezogen, und stellten mit einer Zellgröße von ca. 0,02 µm (Langlet et al., 2008) höchste Anforderungen an die eingebauten Membrantechnologien. Sporen von *B. subtilis* dienten zur Abbildung/Darstellung sehr widerstandsfähiger Mikroorganismen und stellten somit erhöhte Anforderungen an die Wirksamkeit der Desinfektionsmitteltechnologien. Die Überprüfung der einzelnen Module - der getauchten Ultrafiltration, der Ozon- und UV-Technologie - erfolgten mit Hilfe unterschiedlicher Konstellationen dieser Surrogatorganismen. Diese kombinierten Biodosimeter sind weltweit einzigartig und ermöglichen eine sehr gute Beurteilung der einzelnen Verfahrensschritte. Voraussetzung ist hierbei jedoch die genaue Kenntnis der vorherrschenden Prozess-Parameter wie z.B. Durchfluss, Temperatur, Reinigungsintervalle mit evtl. Desinfektionsmittelrückständen, Gehalt an Desinfektionswirkstoffen, UV-Dosis usw..

Herstellung der verwendeten Indikatorstämme

Die Stammhaltung der aufgeführten Mikroorganismen erfolgte jeweils entsprechend der europäischen Norm EN 12353 (DIN, 2006).

1) *Escherichia coli* (ATCC 12435): Zur Kultivierung von *E. coli* wurde die Stammkultur auf CASO-Agar (Fa. Merck, Darmstadt) ausgestrichen und bei 37°C für 1 Tag inkubiert. Die 2. und 3. Passage diente jeweils als Arbeitskultur und damit zur Herstellung des Biodosimeters.

2) MS2–Phagen (ATCC 15597-B): Die Anreicherung und der Nachweis der MS2-Phagen erfolgte gemäß der akkreditierten Standardarbeitsanweisung SOP 113 „MS2-Phagen Anreicherung und Nachweis nach Grabow und Coubrough“ (SOP113, 2005). Die Biodosimeter wurden jeweils mit MS2-Phagen einer Ernte vom 17.07.07 und einem Titer von etwa 2 x 10^9 PFU/ml hergestellt.

3) *Bacillus subtilis* (ATCC 6633): Die Kultivierung von *B. subtilis,* ausgehend von der Stammkultur, erfolgte ebenfalls auf CASO-Agar (Fa. Merck, Darmstadt) für 24 h bei 37°C. Die Sporenanreicherung von *B. subtilis* erfolgte entsprechend der akkreditierten Standardarbeitsanweisung (SOP) 112 „*Bacillus subtilis*, Sporenanreicherung nach Schaeffer (modifiziert)“ (SOP112, 2005). Die Sporenausbeute liegt bei dieser Methode

bei 10^9 KBE/ml Sporen. Für die gesamten biodosimetrischen Untersuchungen wurden Sporen einer bestimmten Ernte vom 26.10.06 verwendet.

Präparation der Biodosimeter

Zur Überprüfung der Membran- bzw. Desinfektionseinheit wurde für jede Einheit ein bestimmtes Biodosimeter mit einem Volumen von 100 mL hergestellt. Jedes Biodosimeter bestand aus mindestens 2 oder alternativ 3 Surrogat-Mikroorganismen. Die Surrogat-Mikroorganismen wurden dabei mit einer Konzentration von 10^9 – 10^{10} KBE bzw. PFU in 100 ml 0,9%igem Trypton-NaCl suspendiert.

Prinzip der biodosimetrischen Untersuchung

Für die Untersuchungen wurden definierte Volumina in den jeweiligen Vorlagebehältern eingestellt und die Durchflussgeschwindigkeit kontrolliert. Der übliche Kreislauf des Wassers musste unterbrochen werden, um den Zufluss von Wasser in die Vorlagebehälter während der Analyse und somit eine kontinuierliche Verdünnung des Biodosimeters zu verhindern.

Vor der gezielten Kontamination des Systems wurden Null-Proben (0-Proben) am Zu- und Ablaufhahn der einzelnen Einheiten entnommen, um vorherrschende Kontaminationen mit den Indikatorstämmen ausschließen bzw. quantifizieren zu können. Im Folgenden erfolgte eine gezielte Kontamination der einzelnen Membran- und Desinfektionstechnologien über die Vorlagebehälter mit 100 mL des jeweiligen Biodosimeters. In definierten Zeitabständen wurden an den einzelnen Modulen Wasserproben am Zu- und Ablaufhahn entnommen. Die Zeitpunkte der Probenahme wurden dabei auf die Fließgeschwindigkeit und Verweilzeit des Wassers in den einzelnen Modulen abgestimmt. Die Probenahmegefäße (Fa. Sarstedt, Nümbrecht) wurden mit einem Wasserprobenvolumen von ca. 100 mL gefüllt und enthielten zur Neutralisation möglicher Desinfektionsmittelrückstände 5 g/L Natriumthiosulfat.

Folgende Membran- bzw. Technologiekomponenten wurden biodosimetrisch untersucht:

1) Technikumsanlage (Kaiserslautern):

- Ozontechnologie der Grau- und Schwarzwasseraufbereitung
- UV-Technologie der Grau- und Schwarzwasseraufbereitung
- keramische Ultrafiltration der Grauwasseraufbereitung

2) Pilotanlage (Oberhausen)

- Membrantechnologie des Grau- und Schwarzwasserkreislaufs (MBR)
- Ozontechnologie des Grau- und Schwarzwasserkreislaufs
- UV-Technologie des Grau- und Schwarzwasserkreislaufs

Nachweis und Quantifizierung der Indikatorstämme

Der Nachweis und die quantitative Bestimmung der Indikatorstämme erfolgten mit Hilfe spezieller Selektivmedien und durch gezielte Behandlung der Proben. Von den einzelnen Wasserproben wurden Verdünnungsstufen in 0,9%igem Trypton-NaCl bzw. für *B. subtilis* in A. dest angelegt, so dass zählbare KBE/mL (PFU/mL) ermöglicht wurden.

Für die einzelnen Indikatorstämme wurden folgende Nachweis- und Selektionsverfahren herangezogen:

- *E. coli*: Oberflächenverfahren geeigneter Verdünnungen auf Endo-Agarplatten
- *B. subtilis*-Sporen: Hitzeinaktivierung der Wasserproben für 10 min bei 80°C, Plattengußverfahren geeigneter Verdünnungen in PC-Agar (Fa. Oxoid, Wesel)
- MS2-Phagen: Plattengußverfahren geeigneter Verdünnungen in Phagenagar nach Scholten (siehe (SOP113, 2005)).

Die Inkubation der Nährmedien erfolgte jeweils bei 37°C für 24 Stunden.

Die Wirksamkeit der einzelnen Module wurde für die jeweiligen Indikatorstämme aus der Keimzahlreduktion vom Zulauf zum Ablauf ermittelt.

3.4.4 Arzneimittel

Der Arzneimittelabbauversuch (auf die Spezifikation der untersuchten Präparate wird später detailliert eingegangen) an der KOMPLETT-Versuchsanlage wurde über einen Zeitraum von einer Woche ausschließlich an der Pilotanlage in Oberhausen im Schwarzwasser durchgeführt. Davon wurden fünf Tage lang die Medikamente in das System dotiert (Abbildung 15). An vier Tagen wurden dem System Proben entnommen. Die ersten zwei Tage galten als Adaptionszeit der Medikamente im System. Der Tabelle 9 sind die zeitlichen Schritte der Versuchsdurchführung, differenziert in Medikamenten Dotierung und Probenahme, zu entnehmen.

Tabelle 9: Versuchsdurchführung (D = Dotierung, P = Probenahme)

Mo	Di	Mi	Do	Fr	Sa/So	Mo
D	D	D, P	D, P	D, P	-	P

Die ermittelten täglichen Ansätze wurden während des Versuchszeitraums der Dotierung in je 2,5 L Wasser gelöst und über eine Dosierpumpe kontinuierlich über 24 h dem Schwarzwasseraufbereitungssystem zugeführt. Die Einspeisung erfolgte in die Denitrifikationsstufe des Membran-Bioreaktor-Moduls. Durch die kontinuierliche Umwälzung zwischen Denitrifikation, Nitrifikation und Membrankammer der biologischen Aufbereitungsstufe kann von einem ideal durchmischten Reaktor ausgegangen werden. Die Probenahme erfolgte an vier Punkten der Schwarzwasseraufbereitungsstraße, dem Vorlagespeicher (HG), als Mischprobe des Membran-Bioreaktor-Moduls (MBR.IN), am Ablauf der Membrankammer (MBR.OUT) sowie im Ablauf des Ozon- und UV-Moduls (O3UV). Die Dosierstelle sowie Probenahmestellen sind Abbildung 15 zu entnehmen.

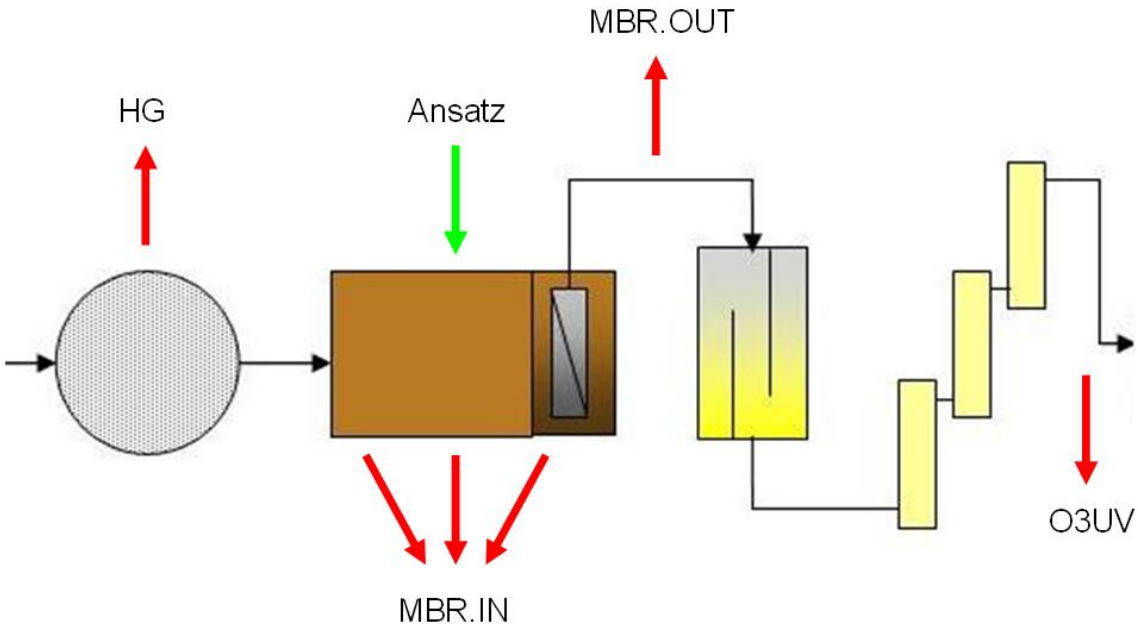


Abbildung 15: Probenahmestellen (rote Pfeile) und Eintragsstelle (grüner Pfeil) der Arzneimitteldotierung

Die Proben wurden dreimal täglich als qualifizierte Stichprobe entnommen. Der Vorlagespeicher wurde ausschließlich in den ersten beiden Tagen beprobt (vgl. Tabelle 10). Insgesamt wurden mehr als 150 Analysen in diesem Untersuchungsschwerpunkt durchgeführt.

Tabelle 10: Übersicht über Probenahmestellen, Untersuchungsschwerpunkte, Bezeichnungen der Proben für die analytische Bewertung

Probenahmestelle	Untersuchung	Bezeichnung
Vorlagespeicher	Hintergrund	HG
Mischprobe der MBR	Biologische Abbauleistung	MBR.IN
Ablauf Membrankammer	Filtrationsleistung	MBR.OUT
Ablauf Ozonierung/UV-Behandlung	Abbauleistung Hygienisierungsstufe	O_3UV

Für die toxikologischen Untersuchungen wurden insgesamt sieben Proben entsprechend Tabelle 11 entnommen. Die Probenahme erfolgte einmal täglich an den ersten drei Tagen. Die Probe aus dem Vorlagespeicher wurde lediglich zweimal genommen.

Tabelle 11: Übersicht über Probenahmestellen, Untersuchungsschwerpunkte, Bezeichnungen der Proben für die toxikologische Bewertung

Probenahmestelle	Untersuchung	Bezeichnung
Vorlagespeicher	Toxikologie im Hintergrund	HG tox.
Mischprobe der MBR	Toxikologie im biologischen System	MBR tox.
Ablauf Ozonierung/UV-Behandlung	Toxikologie Hygienisierungsstufe	O_3UV tox.

Probenvorbereitung und -untersuchung

Die analytische Bestimmung wurde in Anlehnung an das Verfahren von Türk et al. (2004) durchgeführt.

Die Proben HG und MBR.IN wurden zentrifugiert und über einen Rundfilter (Schwarzband) filtriert. Das Filtrat wurde der Analyse zugeführt. Die Proben MBR.OUT und O_3UV wurden ohne weitere Vorbereitung untersucht. Die Analysen erfolgten im HPLC.

Zur toxikologischen Untersuchung wurde ein Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-2 durchgeführt. Bestimmt wurde der GL-Wert ohne G1-Messung. Ermittelt wird dabei derjenige Verdünnungsfaktor (GL-Wert), der eine Leuchthemmung < 20 % auf die Bakterien ausübt.

4 Charakterisierung der Inputströme

4.1 Abwasser

Zu Projektbeginn waren in der Fachliteratur nur sehr wenige allgemeine Kennzahlen über die Qualität und Quantität der beiden Stoffströme GW und SW, als Anhaltswerte für Planung und Bemessung der Versuchsanlagen und zur Abschätzung des Nutzungspotenzials von Wasser sowie der Abwasserinhaltsstoffe, vorhanden. Im Rahmen des Projektes wurde daher das anfallende SW und GW des Betriebsgebäudes der ZKA-KL (Versuchstand), des Wohnblocks der BauAG in Kaiserslautern (Technikumsanlage), sowie ergänzend das SW und GW des Bürogebäudes des FhI UMSICHT (Pilotanlage) mengenmäßig erfasst, beprobt und auf Parameter wie z.B. CSB, BSB_5, Stickstoff, Phosphor sowie pH-Wert und Säurekapazität etc. analysiert.

Zur Charakterisierung der beiden Teilströme werden in den folgenden Abschnitten zunächst die im Rahmen des Projektes ermittelten Stoffkonzentrationen der Teilströme erörtert. Zusätzlich werden allgemeine chemisch-physikalische Parameter, wie z.B. Temperatur oder pH-Wert diskutiert. Ein weiterer Schwerpunkt der Betrachtung ist die Darstellung von Kennzahlen für einwohnerspezifische Werte. Neben den Wassermengen werden die „klassischen“ Abwasserparameter betrachtet, die zur Bemessung kommunaler Kläranlagen herangezogen werden und folglich einen guten Vergleich der Ergebnisse zu kommunalem Schmutzwasser erlauben. Es sind dies der Feststoffparameter TS-Gehalt und die Schmutzparameter CSB und BSB_5. Außerdem werden die Nährstoffe Stickstoff (TKN bzw. N_{ges}) und Phosphor (P_{ges}) betrachtet. Die Ermittlung der einwohnerspezifischen Werte erfolgt auf Basis der jeweils im Betrachtungszeitraum gemeldeten Einwohner (Technikum) bzw. beschäftigten Mitarbeiter (Versuchstand, Pilot). Urlaubszeiten bzw. Abwesenheit wurden dabei nicht berücksichtigt.

Für die Diskussion der Ergebnisse wird der Medianwert herangezogen. Die Verwendung des Medianwertes und nicht des Mittelwertes hat den Vorteil, dass der Einfluss stark abweichender Werte reduziert wird. Weiterhin werden, dort wo es die Übersichtlichkeit erlaubt, die ermittelten Minimal- und Maximalwerte sowie Unterschreitungshäufigkeiten als 15 %- bzw. 85 %-Werte für die Kennzahlen angegeben. Zur Beurteilung der Qualität der ermittelten Kennzahlen ist zusätzlich die Anzahl der zu Grunde liegenden Messwerte angegeben.

4.1.1 Abwasseranfall

Am Versuchsstand fiel Abwasser ausschließlich an Werktagen (Mo-Fr) an. An der Pilotanlage wurden auch vereinzelt Zuflüsse an Samstagen registriert, sonntags wurde hier kein Abwasserzufluss festgestellt. Daher wurden die Wochenenden aus der Betrachtung der Pilotanlage ausgeklammert. An der Technikumsanlage erfolgte die Auswertung über die gesamte Woche, also einschließlich der Samstage und Sonntage sowie zusätzlich getrennt nach Wochenenden und Werktagen.

4.1.1.1 Schwarzwasser

In Tabelle 12 sind die ermittelten statistischen Kennwerte des den 3 Versuchsanlagen im jeweiligen Betrachtungszeitraum täglich zugeflossenen SW-Volumenstroms als Summenwert bzw. als einwohnerspezifischer Wert dargestellt.

Das täglich der Technikumsanlage im Untersuchungszeitraum zugeflossene SW-Volumen schwankte im Bereich zwischen 220 und 1.051 L/d. Der durchschnittliche Schwarzwasseranfall wurde mit 531 L/d bestimmt. Demzufolge errechnet sich ein einwohnerspezifischer Schwarzwasseranfall von 34,8 L/(E·d). Dagegen sind erwartungsgemäß die einwohnerspezifischen Werte an den beiden anderen Standorten deutlich niedriger, liegen jedoch mit 7,7 L/(E·d) und 7,8 L/(E·d) in der gleichen Größenordnung. Dies ist in erster Linie auf die Nutzung der beiden Gebäude, aber auch auf die installierte Sanitärtechnik zurück zu führen, da neben Wasser sparenderen Toiletten zusätzlich Urinale mit Wasserspülung vorhanden waren.

Tabelle 12: Täglich den Versuchsanlagen zugeflossener SW-Volumenstrom in L/d bzw. L/(E·d)

	Versuchstand [1)]		**Technikum [2)]**		**Pilot [1)]**	
	[L/d]	**[L/(E·d)]**	**[L/d]**	**[L/(E·d)]**	**[L/d]**	**[L/(E·d)]**
Minimalwert	27,5	2,3	220	14,6	17,0	0,3
Maximalwert	206	17,2	1.051	70,0	1.498	25,8
Medianwert	92,2	7,7	523	34,8	452	7,8
15%-Percentile	62,8	5,2	403	26,8	258	3,0
85%-Percentile	125	10,2	642	42,8	814	14,0
Anzahl Messwerte	91		210		135	

1) Betrachtung nur der Werktage

2) Betrachtung Gesamtwoche

Neben den Tagessummenwerten ist der zeitliche Verlauf des Abwasseranfalls bei kleinen Einheiten von Interesse. Bei der häuslichen Nutzung ist hierbei mit einem erhöhten SW-Anfall am Wochenende zu rechnen, während bei gewerblicher Nutzung samstags und sonntags in der Regel von einem zumindest deutlich verminderten Abwasseranfall auszugehen ist.

In Abbildung 16a ist der wöchentliche Verlauf des SW-Anfalls als Medianwert über den Betriebszeitraum der Technikumsanlage dargestellt. Bei ausschließlicher Betrachtung der Werktage (Mo-Fr) ergibt sich ein SW-Anfall von 452 L/d. Am Wochenende fielen dagegen 520 L/d an. Bei Betrachtung der einwohnerspezifischen Werte resultiert folglich eine Steigerung des anfallenden SW-Volumens von 30,1 L/(E·d) auf 34,6 L/(E·d) am Wochenende. Dies entspricht einer Zunahme von rd. 15 %, was u.a. auf die Abwesenheit an den Werktagen wegen Berufstätigkeit der Bewohner zurück geführt werden kann.

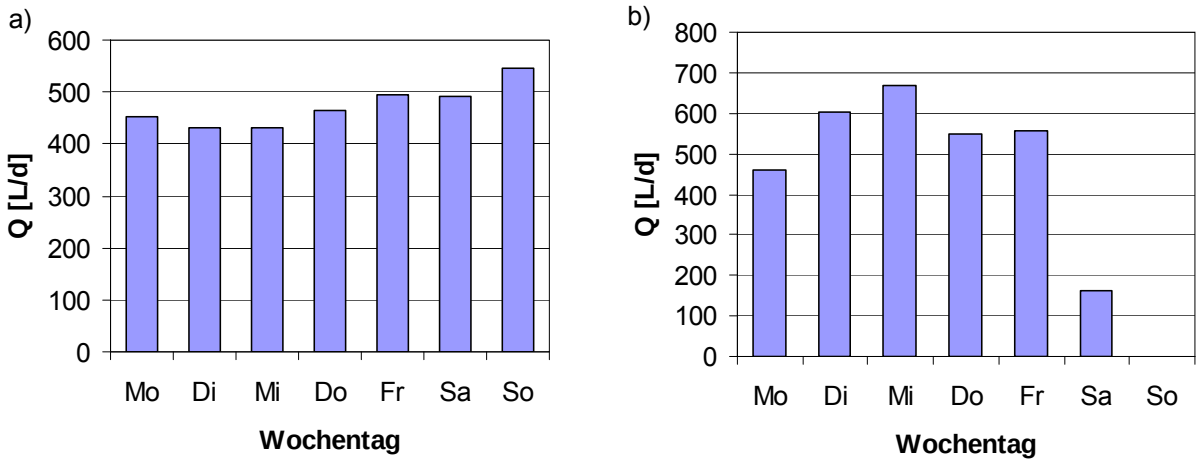


Abbildung 16: Wöchentlicher Verlauf des SW-Anfalls an der Technikumanlage a) als Medianwert über den Betrachtungszeitraum und der Pilotanlage b) am Beispiel der 39. KW 2008

Die Abbildung 16b veranschaulicht den wöchentlichen Verlauf des SW-Anfalls am FhI UMSICHT am Beispiel der 39. KW 2008. Während an den Werktagen dieser Woche zwischen 461 und 668 L/d SW anfielen, wurden erwartungsgemäß samstags lediglich 161 L/d und sonntags kein SW-Anfall registriert.

4.1.1.2 Grauwasser

In der Tabelle 13 werden die ermittelten statistischen Kennzahlen des den 3 Versuchsanlagen in den jeweiligen Betrachtungszeiträumen zufließenden GW-Volumenstroms als Summenwert bzw. als einwohnerspezifische Werte wiedergegeben.

Tabelle 13: Täglich den Versuchsanlagen zugeflossener GW-Volumenstrom in L/d bzw. L/(E·d)

	Versuchstand [1)]		**Technikum [3)]**		**Pilot [1), 2)]**	
	[L/d]	**[L/(E·d)]**	**[L/d]**	**[L/(E·d)]**	**[L/d]**	**[L/(E·d)]**
Minimalwert	116	9,7	310	20,6	136	2,3
Maximalwert	750	62,5	2.282	152	622	10,7
Medianwert	300	25,0	1.108	73,8	242	4,2
15%-Percentile	205	17,0	948	63,2	154	2,7
85%-Percentile	411		1.447	96,5	329	5,7
Anzahl Messwerte	44		150		30	

1) Betrachtung Werktage
2) Betrachtungszeitraum ohne GW-Konzentrat
3) Betrachtung Gesamtwoche

Es ist deutlich zu erkennen, dass der GW-Anfall der Technikumsanlage am höchsten war. Hier betrug der tägliche Wert 1.108 L/d und schwankte zwischen 310 und 2.282 L/d. Für die

im Betrachtungszeitraum an die Versuchsanlage angeschlossenen 15 Einwohner ergibt sich ein spezifischer Grauwasseranfall von 73,8 L/(E·d).

Dagegen wurde der geringste einwohnerspezifische GW-Anfall am Standort der Pilotanlage registriert. Mit 4,2 L/(E·d) liegt dieser deutlich unter den ermittelten Werten des Betriebsgebäudes der ZKA-KL, wo 25,0 L/(E·d) bestimmt wurden. Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass an der ZKA-KL der Anteil der Personen, die nach der Arbeit duschen, wesentlich höher ist.

In Abbildung 17a ist der im Betrachtungszeitraum an Werktagen der Technikumsanlage zufließende GW-Volumenstrom als Tagesgang dargestellt. Der Zufluss schwankte zwischen 148 L/h und 0,6 L/h und zeigt somit einen für „kleine“ Einzugsgebiete typischen Tagesgang mit ausgeprägten Spitzen morgens und abends sowie Perioden mit geringem Zufluss nachts. Der stündliche Grauwasseranfall betrug 48,1 L/h.

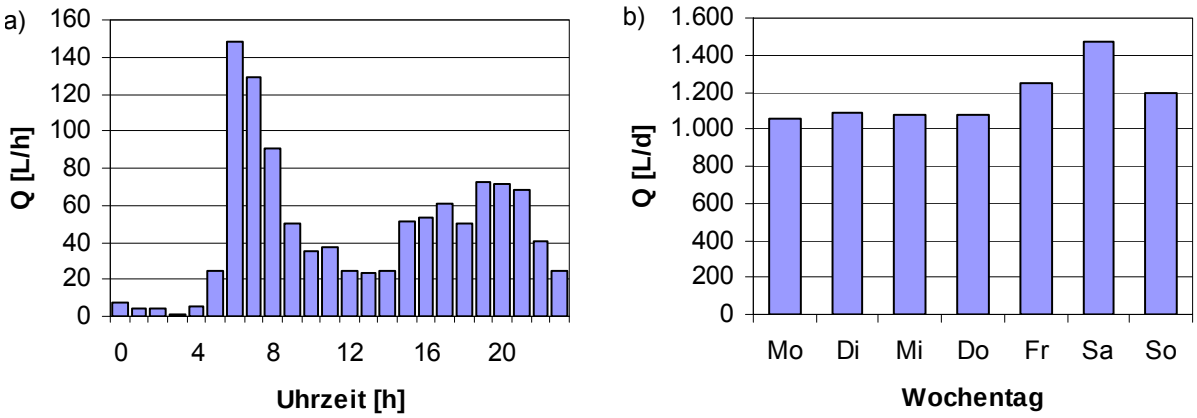


Abbildung 17: Täglicher GW-Anfall der Technikumanlage (Jan.-Okt. 2007)

Neben den täglichen Zuflussschwankungen wurden aber auch deutliche Schwankungen im Wochenverlauf registriert (Abbildung 17b). Dabei wurde der größte Grauwasseranfall samstags gemessen. Mit 1.452 L/d liegt dieser rd. 36 % über dem minimal gemessenen Grauwasseranfall von 1.067 L/d, welcher montags verzeichnet wurde.

4.1.2 Chemisch-physikalische Zusammensetzung

Probennahmen fanden ausschließlich an Werktagen statt. Eine Unterscheidung nach Werktagen und Wochenende, wie beim Abwasseranfall, welcher automatisch vom Prozessleitsystem aufgezeichnet wurde, kann daher nicht erfolgen.

4.1.2.1 Schwarzwasser

Konzentrationen

Eine Zusammenfassung der an den Versuchsanlagen für Roh-SW ermittelten Konzentrationen ist der Tabelle 14 zu entnehmen. Neben den Summenparametern CSB, BSB_5, TOC und DOC sowie den Konzentrationen der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor

sind auch der TS-Gehalt sowie der GV und die allgemeinen chemischen Parameter dargestellt. Ferner findet sich in Klammern hinter den Messwerten die Anzahl der zu Grunde liegen Datensätze. Die Zusammenstellung der Werte für mechanisch gereinigtes SW ist der Tabelle 15 zu entnehmen.

Roh-Schwarzwasser

Der pH-Wert im Zulauf der Versuchanlagen (Roh-SW) lag im basischen Bereich zwischen pH 8,2 und 9,0. Roh-SW weist ein hohes pH-Puffervermögen auf. Die Säurekapazität wurde zwischen 20,1 bis 22,6 mmol/L bestimmt. Die elektrische Leitfähigkeit lag zwischen 2.010 bis 3.090 µS/cm und ist somit um den Faktor 2 – 20 höher als in kommunalem Schmutzwasser.

Tabelle 14: Zusammenstellung der chemischen-physikalischen Zusammensetzung von Roh-SW als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl Messwerte, n.b. = nicht bestimmt, n.n. = nicht nachweisbar)

Parameter	Einheit	Versuchstand [1)]	Technikum [1)]	Pilot [1),]
pH-Wert	[-]	8,70 (21)	9,00 (10)	8,19 (2)
T	[°C]	15,6 [2)] (21)	n.b. [3)]	n.b. [3)]
$KS_{4,3}$	[mmol/L]	20,1 (19)	20,3 (9)	22,6 (2)
LF	[µS/cm]	2.010 (18)	2.290 (9)	3.090 (2)
CSB_{hom}	[mg/L]	1.807 (18)	2.925 (10)	2.146 (2)
CSB_{filtr}	[mg/L]	656 (18)	n.b.	1.873 (2)
BSB_5	[mg/L]	531 (19)	556 (10)	858 (2)
TOC	[mg/L]	843 (19)	1.098 (10)	588 (1)
DOC	[mg/L]	318 (18)	n.b.	515 (1)
TKN	[mg/L]	298 (19)	281 (10)	293 (2)
NH_4-N	[mg/L]	204 (21)	201 (10)	247 (2)
NO_3-N	[mg/L]	1,88 (20)	2,16 (10)	1,46 (2)
P_{ges}	[mg/L]	32,9 (21)	32,0 (10)	30,5 (2)
PO_4-P	[mg/L]	21,8 (19)	23,2 (10)	20,4 (2)
TS	[mg/L]	817 (17)	1.712 (6)	136 (2)
GV	[%]	89 (16)	96 (6)	38 (2)

1) Betrachtung Werktage
2) Oktober 2006 – Mai 2007
3) n.b., da 24 h MP, die gekühlt gelagert wurde

Die im Roh-SW gemessene organische Belastung der drei Standorte unterlag starken Schwankungen. Am Standort des Versuchsstandes wurde im Median eine CSB-Konzentration von 1.807 mg/L bestimmt. Am Standort der SW-Technikumanlage wurde dagegen eine Konzentration von 2.925 mg/L ermittelt.

Diese Ergebnisse sind typisch für „kleine“ Einheiten, aber auch der Zusammensetzung von Roh-Schwarzwasser geschuldet, welches aus einer Mischung aus Fäkalien, Urin und Toilettenpapier besteht. Zusätzlich ist unterschiedliches Nutzerverhalten an den drei Standorten (Heim vs. Arbeitsplatz, Frauenanteil) zu berücksichtigen, wodurch die deutlich

erhöhten Zulauf-Konzentrationen der Technikumanlage erklärt werden können, obwohl hier von der größten Verdünnung des SWs ausgegangen werden kann. Es wird vermutet, dass die oben genannten Faktoren einen erheblichen Einfluss auf die anfallende Fäzesmenge haben. Diese Vermutung wird durch den optischen Eindruck der Abwasserzusammensetzung sowie die geringen TS-Gehalte und den geringen organischen Anteil an Feststoffen (GV) im SW des FhI UMSICHT (auch im ZB, s.u.) bestätigt (Fäzes enthalten einen deutlich höheren Anteil an organischen Substanzen als Urin). Im Gegensatz zu den beiden anderen Standorten war hier die Zusammensetzung sehr einseitig. Das SW bestand hauptsächlich aus Urin, Toilettenpapier und Spülwasser. Fäzes waren nur in geringem Maße enthalten.

Es sei an dieser Stelle auf die Anzahl der in Oberhausen genommen Roh-SW Proben hingewiesen. Eine repräsentative Probennahme im Zulaufschacht war nicht möglich, weswegen nur 2 Proben gezogen und analysiert wurden. Auf eine weitere Betrachtung der Rohzulaufproben der Pilotanlage wird daher verzichtet.

Der CSB erfasst alle chemisch oxidierbaren Kohlenstoffverbindungen; der BSB_5 hingegen die Menge an Sauerstoff, die Bakterien aufnehmen, um organische Substanz teilweise oder vollständig abzubauen, zzgl. der endogenen Atmung der Bakterien. Das Verhältnis von CSB zu BSB_5 kann somit erste Hinweise zur Abbaubarkeit der organischen Verbindungen in einer Wasserprobe geben.

Kommunales Schmutzwasser weist bei einer mittleren Verschmutzung ein CSB/BSB_5–Verhältnis von rd. 2,0-2,5 : 1 bei CSB-Gehalten von ca. 600 mg/L auf (Koppe und Stozek, 1998). Mit einem CSB/BSB_5-Verhältnis von 3,1 : 1 am Versuchsstand bzw. 5,6 : 1 an der Technikumanlage ist Roh-SW folglich biologisch schlechter abbaubar als kommunales Abwasser. Es ist anzunehmen, dass ein hoher inerter CSB-Anteil im SW enthalten ist. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse, dass bzgl. der Summenparameter CSB bzw. BSB_5 für Roh-SW mit 2-5 fach höheren Konzentrationen als in kommunalem Schmutzwasser gerechnet werden muss.

Neben dem Gesamt-CSB wurde im Zulauf des Versuchsstandes auch der Anteil der gelösten CSB-Verbindungen bestimmt, welcher 42 % bzw. 656 mg/L am Gesamt-CSB betrug. Die gemessenen TOC-Gehalte im Zulauf des SW-Versuchsstandes (843 mg/L) und der SW-Technikumanlage (1.098 mg/L) liegen in vergleichbarer Größenordnung und machen 46 bzw. 44 % des Gesamt-CSB im Roh-SW aus.

Stickstoff liegt im SW als organisch gebundener Stickstoff (N_{org}), als NH_4-N und als NO_3-N vor. Haupteintragspfad für Stickstoff in SW stellt der Urin dar. Phosphor im SW stammt überwiegend aus dem Urin (u.a. Wendler, 2005; DWA, 2008 etc.). Demzufolge sind in SW Stickstoff und Phosphor in relativ großer Menge vorhanden, sodass das Verhältnis von Kohlenstoff zu den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor stark zu Gunsten der Nährstoffe verschoben ist. Das ermittelte BSB_5/TKN–Verhältnis am Versuchsstand betrugt 1,6 : 1 bzw. 1,9 : 1 im Zulauf der Technikumanlage. Dieser Sachverhalt ist für die biologische Reinigung des Schwarzwassers von besonderer Bedeutung. Einerseites für die Nitrifikation, die eine Absenkung des pH-Wertes bewirken kann, andererseits aber auch für die Denitrifikation, da nicht ausreichend leicht abbaubarer Kohlenstoff zur vollständigen Reduktion des Nitrates zur Verfügung steht.

Das BSB_5/P_{ges}-Verhältnis wurde mit 17,1 bzw. 15,3 : 1 bestimmt. Dieser Wert liegt deutlich unter dem Optimum von 100 : 1 für den biologischen Abbau der organischen Substanzen (Mudrack und Kunst, 2003), sodass bei der biologischen Behandlung von SW keine vollständige P-Elimination über die Bioassimilation zu erwarten w.

Mechanisch gereinigtes Schwarzwasser

Die Analysen des mechanisch gereinigten SWs sind in Tabelle 15 dargestellt. Als Vorabscheidung wurden an den drei Versuchsanlagen die im Kapitel 3.3 beschriebenen Aggregate (Filtersäcke bzw. Siebtrommel) eingesetzt, sodass Fäkalien und Toilettenpapier, aber auch sonstige Sanitärprodukte, Essensreste etc. zurückgehalten wurden.

Das mechanisch gereinigte SW weist prinzipiell geringere pH-Werte als das Roh-SW auf (8,0 - 8,5), was auf eine Versäuerung in den Vorlagebehältern hindeuten kann.

Tabelle 15: Zusammenstellung der chemisch-physikalischen Zusammensetzung von mechanisch gereinigtem SW als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl Messwerte, n.b. = nicht bestimmt, n.n. = nicht nachweisbar)

Parameter	Einheit	Versuchstand [1)]	Technikum [1)]	Pilot [1)]
pH-Wert	[-]	8,44 (85)	8,46 (52)	8,03 (25)
T	[°C]	19,3 (85)		
$KS_{4,3}$	[mmol/L]	19,1 (73)	20,9 (56)	18,3 (25)
LF	[µS/cm]	2.635 (44)	2.533 (54)	2.620 (25)
CSB_{hom}	[mg/L]	820 (86)	709 (53)	681 (26)
CSB_{filtr}	[mg/L]	529 (85)	790 (9)	553 (26)
BSB_5	[mg/L]	316 (69)	343 (52)	304 (26)
TOC	[mg/L]	344 (68)	305 (53)	235 (24)
DOC	[mg/L]	222 (68)	n.b.	171 (24)
TKN	[mg/L]	263 (71)	281 (56)	212 (26)
NH_4-N	[mg/L]	193 (82)	230 (56)	185 (26)
NO_3-N	[mg/L]	1,5 (33)	1,70 (56)	1,10 (26)
P_{ges}	[mg/L]	28,0 (79)	28,8 (55)	22,5 (26)
PO_4-P	[mg/L]	20,8 (73)	25,0 (55)	17,3 (26)
TS	[mg/L]	211 (34)	36,0 (17)	47 (11)
GV	[%]	80 (36)	76 (17)	32 (9)

1) Betrachtung Werktage

Vergleicht man die Werte der Tabelle 15 mit den SW-Konzentrationen des Rohzulaufs der Tabelle 14, zeigt sich, dass durch die Vorabscheidung die Konzentrationen an organischen Verbindungen und der Feststoffparameter sehr deutlich reduziert wurden. Dagegen wurden erwartungsgemäß die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in einem wesentlich geringeren Maß in der mechanischen Stufe zurückgehalten.

Weiterhin zeigt sich, dass die im CSB erfassten organischen Verbindungen wesentlich stärker durch die mechanischen Stufe zurückgehalten wurden als die im Summenparameter

BSB_5 erfassten biologisch abbaubaren organischen Verbindungen. Das hieraus am Versuchsstand im Zulauf zur biologischen Behandlungsstufe resultierende CSB/BSB_5-Verhältnis betrug 2,6 : 1. Für die Technikumanlage wurde ein CSB/BSB_5-Verhältnis von 2,3 : 1 ermittelt, für die Pilotanlage sogar ein Wert von 2,1 : 1. Mechanisch vorgereinigtes SW liegt somit, bezogen auf das CSB/BSB_5–Verhältnis, in der Größenordnung von kommunalem Abwasser und kann als biologisch gut abbaubar eingestuft werden.

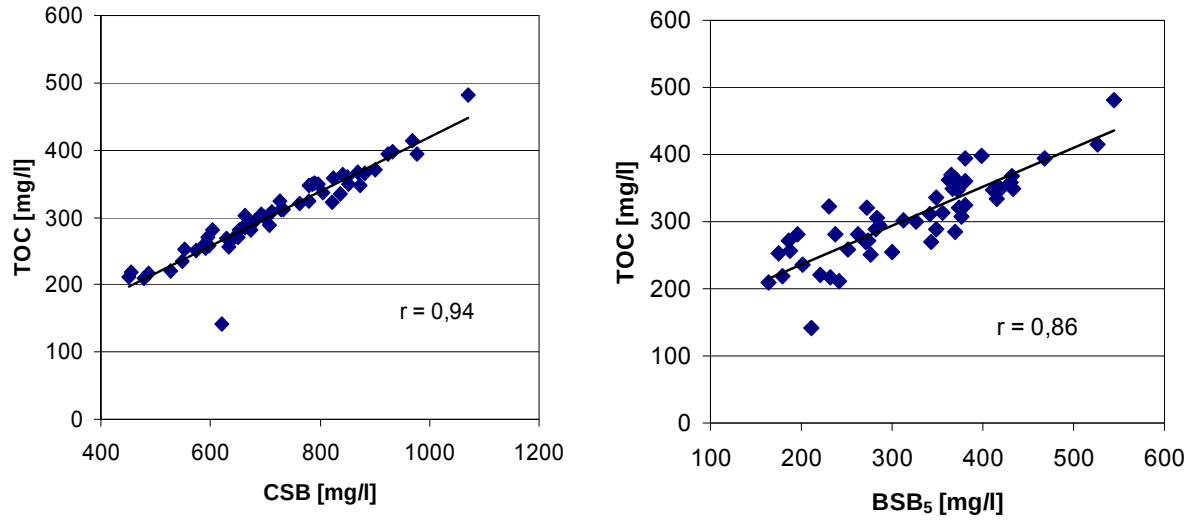


Abbildung 18: Korrelation zwischen CSB und TOC (n = 53 Wertepaare) bzw. BSB_5 und TOC (n = 52 Wertepaare) für das mechanisch vorgereinigte Schwarzwasser der Technikumanlage (24h Mischproben)

Bei den Untersuchungen des TOC im mechanisch gereinigten SW zeigt sich eine gute Korrelation mit den Parametern CSB bzw. BSB_5. In Abbildung 18 ist der Zusammenhang der genannten Parameter im Zulauf des MBR der Technikumanlage dargestellt. Es zeigt sich ein nahezu linearer Zusammenhang für beide Parameter. Wegen seiner besseren Bestimmbarkeit scheint die Verwendung des TOC anstelle des BSB_5 bzw. CSB als Ersatzparameter für SW möglich.

Mit dem resultierenden BSB_5/TKN–Verhältnis von 1,2-1,4 : 1, hat sich allerdings das Verhältnis zwischen Kohlenstoff und Stickstoff weiter zu Gunsten von Stickstoff verschoben. Gegenüber Roh-SW haben sich somit die Bedingungen für eine vollständige Stickstoffelimination weiter verschlechtert.

Das resultierende BSB_5/P_{ges}-Verhältnis in mechanisch gereinigtem SW betrug minimal 11,2 : 1 an der Technikumanlage bis maximal 14,1 : 1 an der Pilotanlage und hat sich somit gegenüber Roh-SW nur geringfügig zu Gunsten des Phosphors verschoben.

Frachten

Zusätzlich wurden einwohnerspezifische Frachten für das SW der drei Standorte ermittelt. Die Berechnungen erfolgten auf Basis der jeweils im Betrachtungszeitraum gemeldeten Einwohner (Technikum) bzw. beschäftigten Mitarbeiter (Versuchstand, Pilot). Für den Versuchsstand wurden demzufolge 12 Mitarbeiter, für den Wohnblock der BauAG 15 Bewohner und für das Gebäude D des FhI UMSICHT 58 Mitarbeiter angesetzt, da die zur

Ermittlung der einwohnerspezifischen Frachten (aber auch der Wassermengen) ausschließlich Daten bis zur Inbetriebnahme des Recyclingbetriebes berücksichtigt wurden. Urlaubszeiten bzw. Abwesenheit wurden dabei nicht berücksichtigt.

In den folgenden Abbildungen 19 bis 22 sind die statistischen Kennzahlen der ermittelten einwohnerspezifischen Frachten für die Abwasserparameter BSB_5, CSB, TKN, P_{ges} sowie den TS-Gehalt im Zulauf der Versuchsanlagen (Index Z) sowie nach der mechanischen Vorabscheidung (Index ZB) als Box-Whisker-Plots dargestellt. Neben dem Medianwert werden der Wertebereich als Minimal- und Maximalwert sowie die 15 % und 85 %-Unterschreitungshäufigkeit abgebildet.

Es sei an dieser Stelle noch einmal auf die unrepräsentative (geringe) Probenanzahl im Zulauf der Pilotanlage verwiesen, sodass auch hier das Roh-SW dieses Standortes nicht in die Diskussion eingeflossen sind. Der Vollständigkeit wegen wurden die ermittelten Kennwerte aber in die Darstellungen mit aufgenommen.

Die pro Person und Tag an den drei Versuchsanlagen anfallenden Frachten für die Summenparameter BSB_5 und CSB sind in der Abbildung 19 dargestellt.

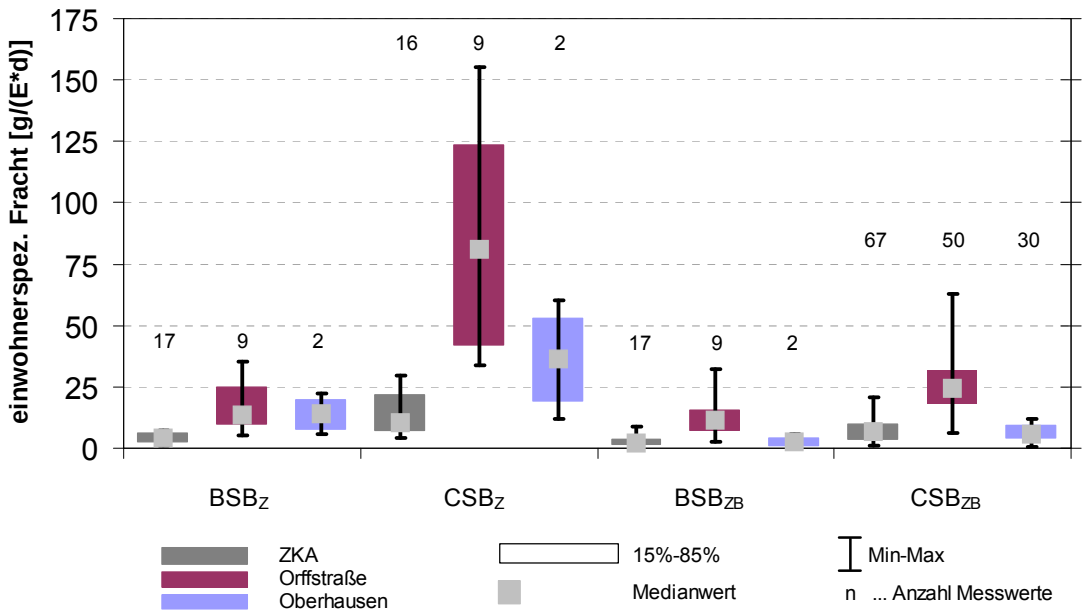


Abbildung 19: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für die Parameter CSB und BSB_5 der drei Standorte

Wie den Abbildungen entnommen werden kann, zeigt sich im mechanisch gereinigten SW eine gute Übereinstimmung für die Parameter BSB_5, CSB und P_{ges} am Versuchsstand sowie am Gebäude D des FhI UMSICHT. Für den BSB_5 wurden 2,3 g/(E·d) am Versuchstand bzw. 2,4 g/(E·d) an der Pilotanlage ermittelt. Die den beiden genannten Standorten täglich zugeflossene CSB-Fracht betrug 6,6 bzw. 5,8 g/(E·d). Für die häusliche Anwendung an der Technikumsanlage wurden erwartungsgemäß deutlich höhere Frachten bestimmt. Es ergaben sich 11,2 g/(E·d) BSB_5 und 24,2 g/(E·d) CSB.

Mit 1,0 g/(E·d) ist die täglich pro Person und anfallende Phosphor Menge der Wohnbebauung der Orffstraße KL rd. 5 bis 6-mal höher als die der beiden anderen Standorten, wo 0,22 bzw. 0,17 g/(E·d) ermittelt wurden.

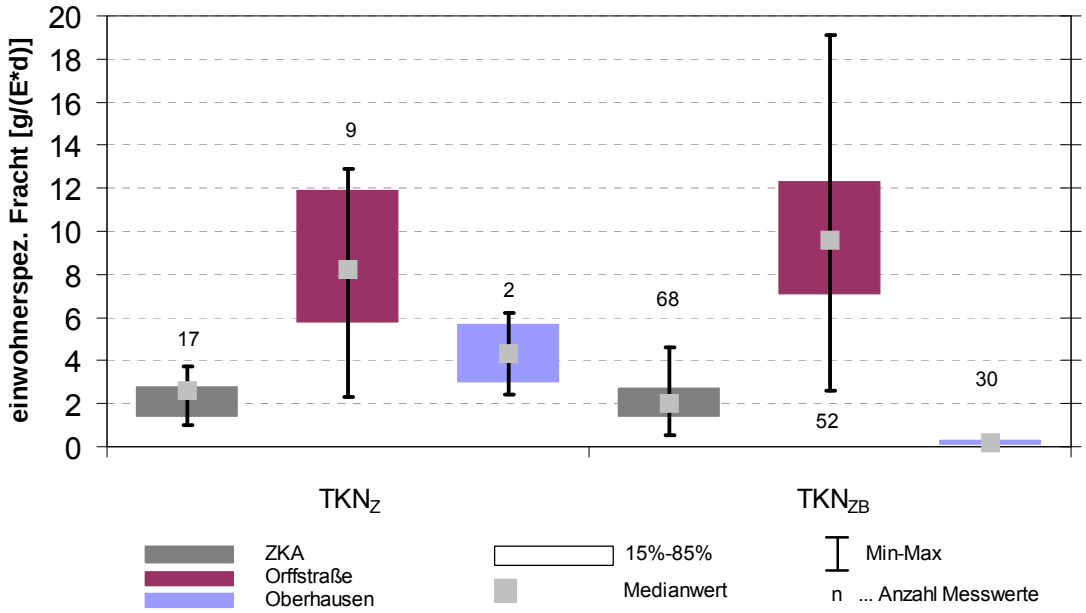


Abbildung 20: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für TKN

Dagegen weichen die ermittelten Kennzahlen für den TKN und den TS-Gehalt der Standorte Oberhausen und ZKA-KL deutlich voneinander ab.

Zu erwarten waren TKN-Frachten am Versuchsstand und der Pilotanlage in der gleichen Größenordnung; tendenziell eher höhere Frachten in Oberhausen, da die Abwasserzusammensetzung an der Pilotanlage urinhaltiger ist (vgl. Kapitel 4.1.2.2). Ermittelt wurden dagegen 2,0 g/(E·d) am Versuchsstand und um den Faktor 10 geringere Werte von 0,22 g/(E·d) TKN in Oberhausen.

Die Resultate beim TS-Gehalt scheinen die Vermutung zum Nutzerverhalten an den Standorten der Versuchsanlagen zu bestätigen. Der beobachtete Sachverhalt konnte allerdings nicht abschließend geklärt werden und bedarf einer weiteren Untersuchung.

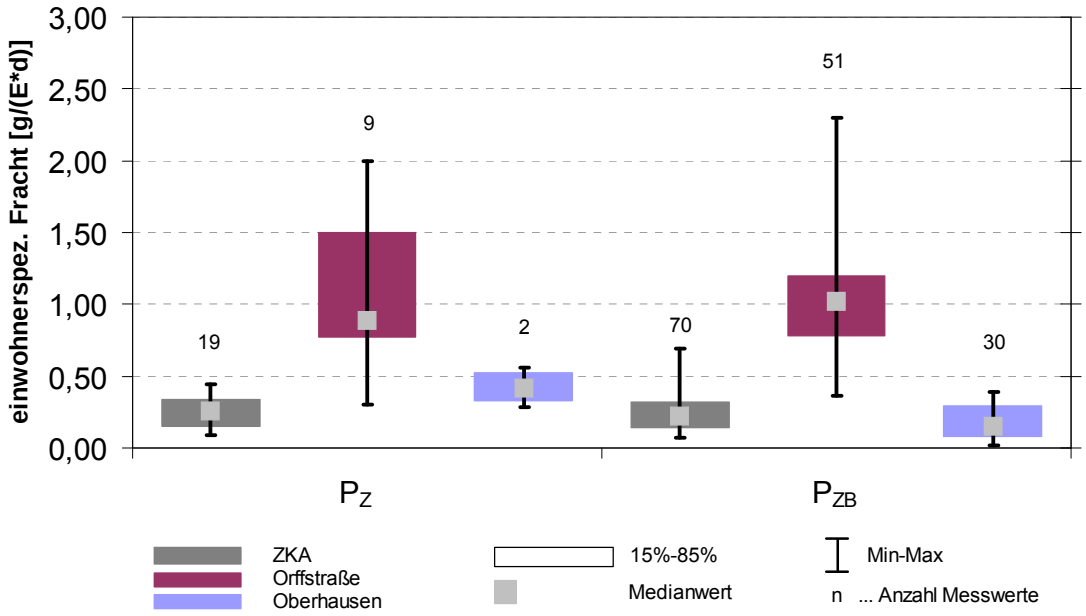


Abbildung 21: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für Phosphor

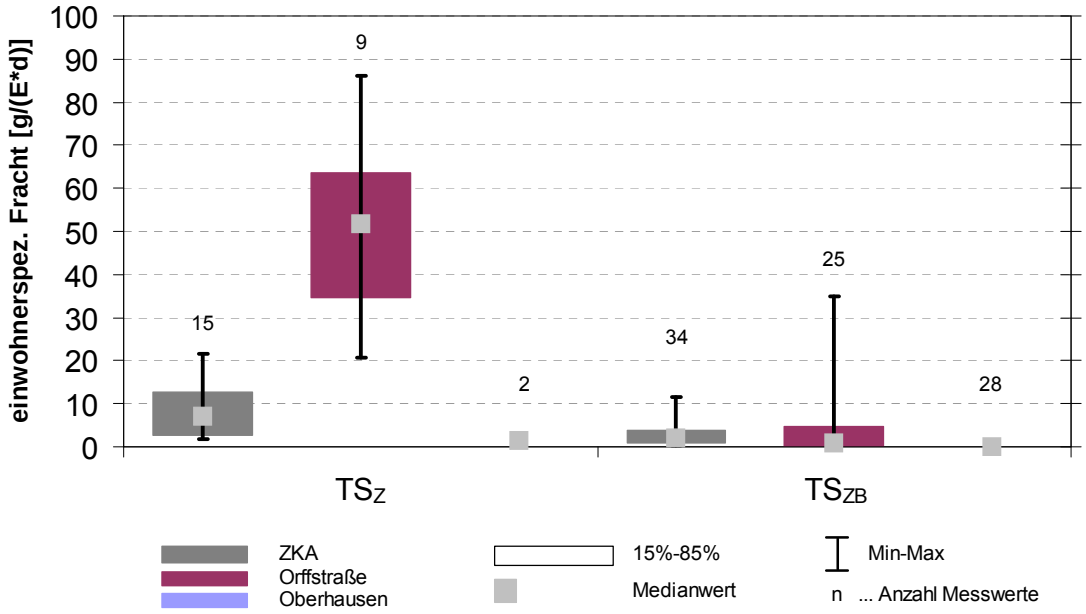


Abbildung 22: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für den TS-Gehalt

4.1.2.2 Grauwasser

Wie im Kapitel 4.1.1.2 erläutert, lag der an der Pilotanlage ermittelte Medianwert des GW-Anfalls am Gebäude des FhI Umsicht lediglich bei 242 L/d. Infolge der hieraus resultierenden langen Verweilzeiten im biologischen System (rd. 3-4 d) und der Tatsache, dass sich die Bakterien permanent im Bereich der endogenen Atmung befanden, konnte im GW-MBR keine stabile Biozönose etabliert werden. Dies schlug sich in einem stetigen Abfall der Biomassenkonzentration nieder, bis hin zum vollständigen Verlust der Biomasse. Ab Mitte

August 2008 wurde daher das GW der Pilotanlage um täglich rd. 1.000 L GW-Additiv in Anlehnung an die Rezeptur von Scheumann und Kraume (2007) und 200 L Küchenabwasser des nahegelegenen Einkaufszentrums CentrO aufgestockt. In der nachfolgenden Diskussion wird demzufolge zwischen „angefallenem GW“ am Bürogebäude des FhI Umsicht und „aufgestocktem GW“ unterschieden.

Konzentrationen

Angefallenes Grauwasser

Das GW des Betriebsgebäudes der ZKA-KL (Versuchsstand) stammte im Wesentlichen aus Duschen und Handwaschbecken, Lediglich ein untergeordneter Teil stammt aus der Küche (Spülwasser). Das GW des Wohnblocks in Kaiserslautern (Technikum) setzte sich aus Abwasser der Körperpflege (Ablauf Waschbecken, Dusche, Badewanne), aus dem Abwasser von Waschmaschinen sowie den Küchenabwässern (Küchenspüle, Spülmaschine) zusammen. Das GW im Bürogebäude des FhI UMSICHT (Pilotanlage) wurde größtenteils durch die Nutzung der Handwaschbecken in den Sanitärräumen generiert. Ein geringer Anteil stammte aus Duschen sowie aus den Ausgüssen der Teeküchen (Spülwasser). Tabelle 16 gibt einen Überblick über die Zusammensetzung der im Rahmen des Projektes untersuchten realen GW, getrennt nach deren Entstehungsort.

Tabelle 16: Zusammenstellung der chemischen-physikalischen Beschaffenheit von GW der drei Versuchsstandorte als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl Messwerte, n.b. = nicht bestimmt, n.n. = nicht nachweisbar)

Parameter	Einheit	Versuchstand [1)]	Technikum	Pilot [1), 2)]
pH-Wert	[-]	6,98 (43)	7,04 (43)	6,82 (16)
T	[°C]	20,8 (43)	n.b.	n.b.
$KS_{4,3}$	[mmol/L]	1,98 (24)	3,45 (44)	5,83 (16)
LF	[µS/cm]	234 (39)	464 (44)	981 (16)
CSB_{hom}	[mg/L]	190 (44)	574 (43)	226 (16)
CSB_{filtr}	[mg/L]	126 (17)	466 (23)	150 (16)
BSB_5	[mg/L]	97,0 (30)	288 (44)	55,8 (16)
TOC	[mg/L]	61,0 (46)	201 (44)	73,5 (15)
DOC	[mg/L]	n.b.	108 (11)	54,5 (15)
N_{ges}	[mg/L]	15,0 (45)	12,8 (42)	12,0 (15)
NH_4-N	[mg/L]	0,75 (16)	2,15 (17)	0,82 (16)
NO_3-N	[mg/L]	n.b.	< 0,20 [1)] (8)	0,79 (16)
P_{ges}	[mg/L]	0,74 (40)	6,80 (44)	13,8 (16)
PO_4-P	[mg/L]	n.b.	n.b.	11,6 (16)
TS	[mg/L]	6,90 (3)	n.b.	32,5 (4)
GV	[%]	79 (3)	n.b.	86 (1)

1) Bestimmungsgrenze

Die Zusammenstellung in Tabelle 16 verdeutlicht, dass sich die Konzentrationen für GW in Abhängigkeit von ihrer Quelle, d.h. Entstehungsort bzw. vorheriger Nutzung sowie deren Mischung, stark voneinander unterscheiden. So wurden im häuslichen GW-Strom der Technikumsanlage CSB-Konzentrationen bis zu einem Medianwert von 574 mg/L gemessen, während das GW der beiden anderen Standorte CSB-Konzentrationen von lediglich 190 mg/L (Versuchstand) bzw. 226 mg/L (Pilot) im Median aufwiesen. Als Hauptquelle für den Kohlenstoff im GW nennen Baccini et al. (1993) zitiert in Wendler (2005) Schmutz, Öl, Fett, Speisereste und Tenside. Dementsprechend variiert das CSB/BSB_5-Verhältnis im GW je nach Entstehungsort sehr stark. Nur aus Bad, Dusche und Handwaschbecken stammendes GW enthält, durch den Einsatz von Körperpflegeprodukten, i.d.R. eine höhere Menge an biologisch schwerer abbaubaren organischen Verbindungen. Das CSB/BSB_5-Verhältnis in Oberhausen betrug im Medianwert 4,0 : 1. Der Medianwert der Messkampagne an der Technikumanlage ergab dagegen ein CSB/BSB_5-Verhältnis im Grauwasserzulauf von 2,0 : 1. Dies kann im Wesentlichen auf den Einfluss der Küchenabwässer und die hierüber eingetragenen organischen Verbindungen zurückgeführt werden.

In den untersuchten Grauwässern lag das CSB/TOC-Verhältnis bei 3,0 : 1. Wie auch beim untersuchten SW zeigt sich für GW eine sehr gute Korrelation des TOC mit den Parametern CSB bzw. BSB_5. In Abbildung 23 ist beispielhaft der Zusammenhang der genannten Parameter im Zulauf der Grauwasseraufbereitung der Technikumsanlage dargestellt.

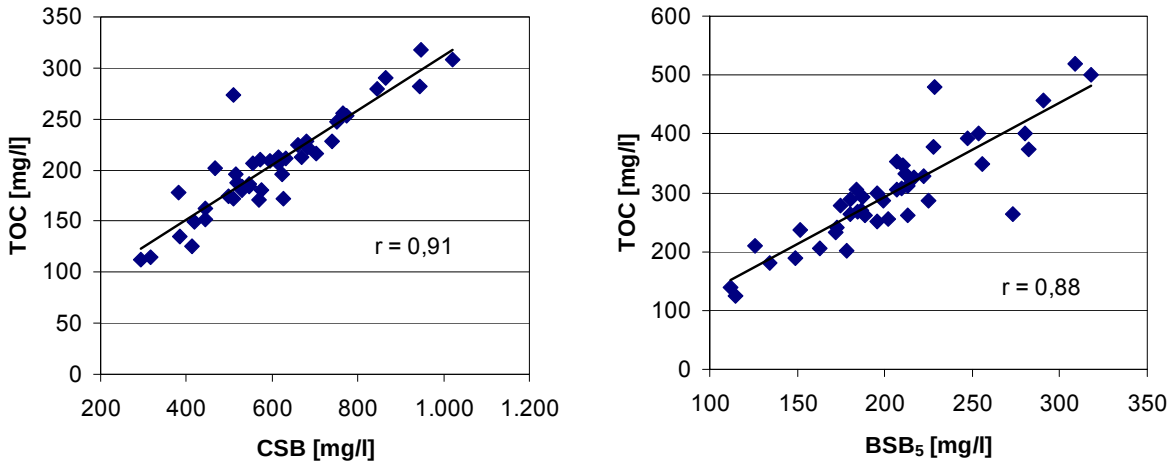


Abbildung 23: Korrelation zwischen CSB und TOC (n = 43 Wertepaare) bzw. BSB_5 und TOC (n = 44 Wertepaare) im Grauwasserzulauf

Neben dem Anfallort hängt die GW-Zusammensetzung aber auch stark vom Nutzerverhalten (z.B. Duschdauer), der Ausstattung der Haushalte (z.B. Geschirrspülermaschinen, wassersparende Armaturen etc.) sowie der eingesetzten Wasch- und Reinigungsmittel ab. Dieser Sachverhalt kann am deutlichsten am Parameter Phosphor erläutert werden.

Haupteintragspfad für Phosphor in GW stellt der Verbrauch von Detergenzien in den Haushalten dar. Hohe Phosphorkonzentrationen im GW sind folglich im Wesentlichen auf die Verwendung von Phosphorverbindungen in Waschmitteln und besonders in Geschirrspülmitteln, die nicht als Textilwaschmittel der Phosphathöchstmengenverordnung unterliegen zurückzuführen (Oldenburg et al., 2008). Dies könnte die hohen

Gesamtphosphor-Gehalte im GW der Technikums- sowie der Pilotanlage erklären. Dort wurden im Medianwert bis zu 20-fach höhere P-Konzentrationen gemessen als im GW des Versuchsstandes. Dennoch sind die P-Gehalte im GW der Pilotanlage auffällig hoch.

Die Konzentrationen an Stickstoff (12,0–15,0 mg/L) waren erwartungsgemäß gegenüber der organischen Belastung deutlich niedriger. Stickstoff lag in den untersuchten GW zum größten Teil in nichtoxidierter Form als organisch gebundener Stickstoff (10,7-14,2 mg/L) und als NH_4-N (0,75-2,15 mg/L) und untergeordnet in oxidierter Form als NO_3-N (0,20-0,79 mg/L) vor.

Am Versuchsstand ergab sich ein BSB_5:N_{ges}:P_{ges}-Verhältnis von 100:15,4:0,77. Es fällt der hohe Stickstoffanteil auf, was auf Fehlnutzungen (Urinieren beim Duschen) zurückgeführt werden kann und eine Nitrifikation des GWs erforderlich macht. Phosphor lag dagegen für den biologischen Reinigungsprozess im Mangel vor.

Durch die geringen Nährstoffkonzentrationen ergab sich an der Technikumsanlage ein BSB_5:N_{ges}:P_{ges}-Verhältnis von 100:4,3:2,3. Das BSB_5:N_{ges}-Verhältnis liegt geringfügig unterhalb des optimalen Verhältnisses von 20:1 zum Zellaufbau der Bakterien in einer biologischen Behandlung (Mudrack und Kunst, 2003). Trotzdem ist es nicht als Wachstum limitierend einzustufen. Das ermittelte BSB_5:P_{ges}-Verhältnis lag über dem für den Zellaufbau der Bakterien optimalen Verhältnis von 100:1 (Mudrack und Kunst, 2003), sodass keine vollständige Phosphorelimination über die Bioassimilation zu erwarten war.

Das BSB_5:N_{ges}:P_{ges}-Verhältnis des „realen GWs“ der Pilotanlage wurde bei Betrachtung des Medianwertes mit 100:20,0:24,7 bestimmt. Auch hier fällt im Vergleich zur organischen Belastung der hohe Stickstoffanteil auf. Weiterhin ist der hohe Phosphoranteil im Vergleich zum BSB_5 augenscheinlich, welcher relativ gesehen sogar höher ist, wie in den untersuchten Schwarzwässern. Es wird vermutet, dass die hohen Konzentrationen an Stickstoff und Phosphor im Zulauf der Pilotanlage auf die geringen Abflüsse, also fehlende Verdünnung zurück zu führen sind. Aber auch ein Fehlanschluss kann nicht ausgeschlossen werden.

Aufgestocktes Grauwasser

Wie bereits erwähnt wurde ab der 38. KW 2008 das angefallene GW des Pilotobjektes um GW-Additiv ergänzt. Hierzu wurde ein GW-Konzentrat, basierend auf einer Rezeptur der TU Berlin (Scheumann und Kraume, 2007) für GW ohne Küchenabwasser angesetzt und in den Vorlagebehälter dosiert, wo es mit dem angefallenem GW und täglich ca. 1.000 L Trinkwasser vermischt wurde. Wesentliche Bestandteile des Konzentrates waren handelsübliches Duschgel, Shampoo, Spülmittel und Schaumbad. Weiterhin wurde ab Mitte September täglich 200 L Abwasser aus dem Küchenbereich des nahegelegenen Einkaufszentrum CentrO der Grauwasseraufbereitung zu gegeben, um somit eine vergleichbare Zusammensetzung zum GW der Technikumphase zu erhalten.

Die Zusammensetzung dieses GW-Gemisches ist in der Tabelle 17 zusammengefasst. Zusätzlich wurden in 7 Stichproben die Parameter CSB_{hom}, N_{ges} und P_{ges} im CentrO-Wasser bestimmt, die ebenfalls in der Tabelle angegeben sind.

Tabelle 17: Zusammenstellung der chemischen-physikalischen Beschaffenheit des „künstlichen“ GWs der Pilotanlage als Medianwerte (Werte in Klammern = Anzahl Messwerte, n.b. = nicht bestimmt, n.n. = nicht nachweisbar)

Parameter	Einheit	Gesamt	CentrO
pH-Wert	[-]	6,83 (9)	n.b.
T	[°C]	n.b.	n.b.
$KS_{4,3}$	[mmol/L]	4,38 (10)	n.b.
LF	[µS/cm]	666 (9)	n.b.
CSB_{hom}	[mg/L]	372 (10)	1.986 (7)
CSB_{filtr}	[mg/L]	302 (10)	n.b.
BSB_5	[mg/L]	144 (10)	n.b.
TOC	[mg/L]	154 (8)	n.b.
DOC	[mg/L]	106 (7)	n.b.
N_{ges}	[mg/L]	15,0 (8)	38,5 (7)
NH_4-N	[mg/L]	0,44 (10)	n.b.
NO_3-N	[mg/L]	0,63 (10)	n.b.
P_{ges}	[mg/L]	4,24 (10)	21,4 (7)
PO_4-P	[mg/L]	3,34 (10)	n.b.
TS	[mg/L]	216 (3)	n.b.
GV	[%]	61 (3)	n.b.

Ziel war es ein GW zu produzieren, welches von der Zusammensetzung dem der Technikumsphase entspricht. Das BSB_5:N_{ges}:P_{ges}-Verhältnis des künstlichen GWs lag bei 100:4,5:2,1 und wies somit nahezu identische Nährstoffverhältnisse zum realen GW der Technikumphase auf.

Frachten

Eine Darstellung von einwohnerspezifischen Frachten erfolgt nur für reales GW und ist den nachfolgenden Abbildungen zu entnehmen. Auf eine Darstellung der einwohnerspezifischen Frachten der Pilotanlage wird verzichtet.

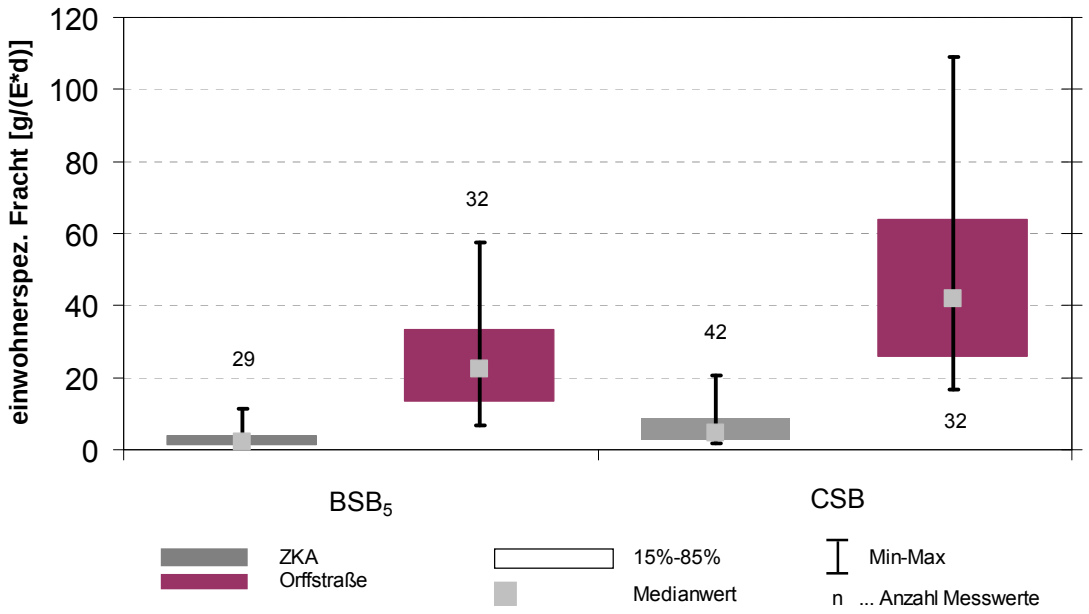


Abbildung 24: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für die Parameter CSB und BSB_5 für die Standorte ZKA-KL (Index: Z) und Orffstraße KL (Index ZB)

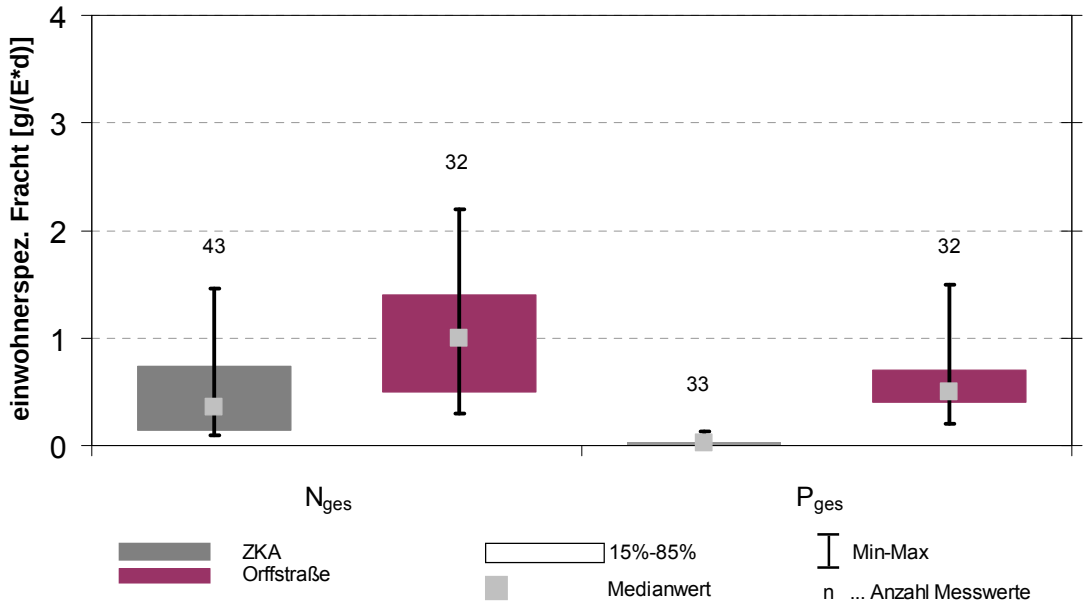


Abbildung 25: Box-Whisker-Plot der einwohnerspezifischen Frachten für die Parameter N_{ges} und P_{ges} für die Standorte ZKA-KL (Index: Z) und Orffstraße KL (Index ZB)

4.1.3 Arzneimittel

4.1.3.1 Allgemeines

In den letzten Jahren ist ein verstärktes Auffinden von Arzneimitteln sowie endokrin wirksamer Substanzen in unterschiedlichen Gewässern zu beobachten. Sowohl eine verbesserte Analytik, als auch die langsame Akkumulation der teilweise seit Jahrzehnten emittierten Mikroschadstoffe ermöglichen, trotz starker Verdünnungsprozesse innerhalb der Wasser- und Abwassermedien, gestiegene Nachweise.

Arzneimittel sind ein wesentlicher Bestandteil der modernen Medizin und tragen in erheblichem Maß zum in der Bundesrepublik Deutschland erreichten hohen Gesundheitsstandard bei. In den letzten Jahrzehnten hat die Entwicklung von Tier- und Humanarzneiwirkstoffen rasant zugenommen. Auch zählen Arzneimittel im Hinblick auf deren Wirkung im Metabolismus zu den bestuntersuchten Substanzen. Deren Wirkung und Verhalten in der Umwelt nach dem Gebrauch gelten hingegen als weniger erforscht (SRU, 2007).

In Deutschland sind derzeit mehr als 3 000 Wirkstoffe als Arzneimittel in Form von 9 450 Fertigpräparaten zugelassen. Der jährliche Umsatz an Arzneimittelwirkstoffen beträgt etwa 31 000 t (SRU, 2007).

Anfang der 1970er Jahre wurde das erste Mal der Eintrag von Arzneimittelwirkstoffen in der Umwelt untersucht (SRU, 2007). Aber erst mit dem Nachweis von Clofibrinsäure in Berliner Oberflächengewässern und Grundwasser im Jahre 1991 (Siwawi, 2007) erfolgte eine deutliche Intensivierung der Forschungsaktivitäten zu diesem Stoffrisiko. Inzwischen sind etwa 150 Arzneimittel in der Umwelt nachgewiesen worden (Siwawi, 2007).

Humanarzneiwirkstoffe werden aufgrund ihres breiten Anwendungsprofils aus multiplen Quellen mehr oder weniger ständig freigesetzt und gelangen so in das Abwasser. Die Eintragspfade freigesetzter Arzneistoffe und Berührungspunkte mit unterschiedlichen Umweltmedien sind nach dem bestehenden Entsorgungskonzept vielfältig. Nach der Ausscheidung gelangen die Arzneimittel und deren Metabolite über die Toilette und die Abwasserkanalisation in die Kläranlage sowie über Regenentlastungen direkt in die Gewässer; hinzu kommt, dass Schätzungen zufolge ca. ein Drittel der verkauften Medikamente nicht genutzt und über die Toilette direkt entsorgt werden (Herbst, 2008; LANUV, 2007).

Bereits vor dem vermeintlichen Eliminationsschritt innerhalb einer Kläranlage gelangen Arzneimittel über undurchlässige Kanäle in die Bodenpassage und ins Grundwasser. Nichteliminierte Stoffe gelangen nach der Passage durch die Kläranlage in Oberflächengewässer, Meer und Grundwasser (Abbildung 26) (SRU, 2007).

Untersuchungen themenspezifischer DWA-Arbeitsgruppen haben sich mit der Frage beschäftigt, welche Emittenten, differenziert in Haushalts- und Krankenhausabwässer, für den größeren Anteil an Arzneimittelfrachten verantwortlich sind. Die Untersuchungen ergaben, dass der größte Teil der Arzneimittelemissionen in das Abwasser aus privaten Haushalten stammt. Grund hierfür ist die derzeit übliche Verschiebung diagnostischer und therapeutischer Eingriffe vom stationären zum ambulanten Bereich, so dass auch in Zukunft die Arzneimittelemission ins Abwasser im nichtstationären Bereich zu erwarten ist (Flöser und Ternes, 2008).

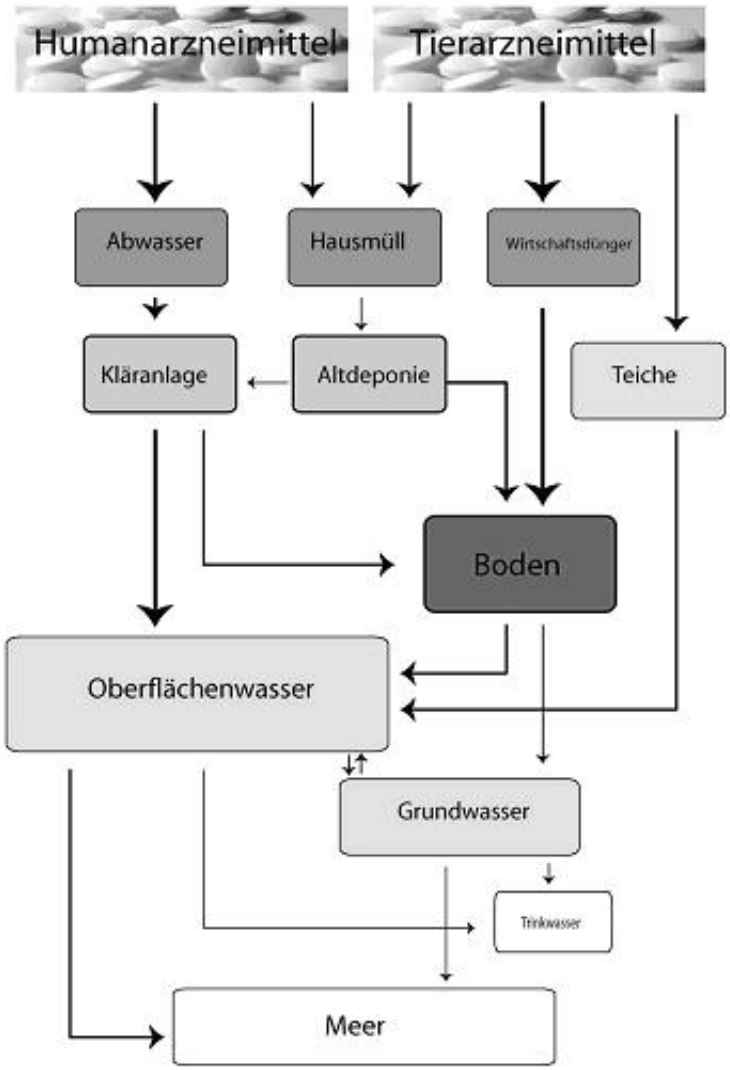


Abbildung 26: Die Haupteintragspfade von Arzneimitteln in die Umwelt (SRU, 2007)

Arzneimittel tauchen im Abwasser aufgrund starker Verdünnung in nur sehr geringen Konzentrationen auf. Ob diese Spurenstoffe in einer Kläranlage eliminiert werden, hängt zum einen von den chemisch-physikalischen Eigenschaften des Stoffes sowie der biologischen Abbaubarkeit und zum anderen vom Ausbaustand der Reinigungsstufen ab. Die wichtigsten Eliminationsprozesse in einer Kläranlage sind die Sorption der Spurenstoffe an suspendierten Feststoffen im Abwasser, der biologische Abbau der Substanzen durch Bakterien sowie geringfügig Ausgasungsprozesse (Siegrist et al., 2003).

Nach bestimmungsgemäßem Gebrauch werden Arzneistoffe im menschlichen Organismus entweder teilweise oder vollständig metabolisiert oder völlig ausgeschieden. Ob ein Stoff im Anschluss nach der Ausscheidung umweltrelevant ist, hängt demnach davon ab, welche Menge der pharmazeutisch wirksamen Substanz den Körper wieder verlässt. Es können auch pharmazeutisch wirksame Metabolite ausgeschieden werden. Die Datenlage zur Ausscheidungsrate bzw. Umwandlung und zu Eigenschaften der Metabolite ist zum Teil sehr widersprüchlich (LANUV, 2007).

Das verstärkte Auftreten an Arzneiwirkstoffen in der Umwelt legt nahe, dass die emittierten Wirkstoffe sowohl vermehrt verwendet werden aber auch nur unzureichend durch konventionelle Klärsysteme eliminiert werden. Trotz eines nur geringen Kenntnisstandes über deren Folgewirkungen bedarf es der Untersuchung weitergehender Eliminationsmöglichkeiten.

Die zum Einsatz kommenden weitergehenden Abwasseraufbereitungstechnologien bieten dabei neue Ansatzpunkte zum Abbau dieser Spurenstoffe. Erste Erkenntnisse liegen bereits vor. So beschreibt das Landesamt für Umwelt, Natur und Verbraucherschutz NRW LANUV (2007) sowie die Untersuchung von Türk et al. (2004) positive Ergebnisse bei der Elimination ausgewählter Arzneimittel unter der Verwendung von Abwasseraufbereitungsverfahren unter Verwendung von Ozon, UV und H_2O_2. Es besteht der Bedarf, die in neuartigen Sanitärsystemen zum Einsatz kommende Technik auf deren Verhalten im Umgang mit Arzneimitteln aus der Praxis heraus zu untersuchen. Vorteilhaft kommt hinzu, dass durch den Einsatz dezentraler Anlagen eine Behandlung direkt am Ort des Anfalls vorgenommen wird, so dass eine weitere Emission in die Umwelt vermeintlich – gemäß dem Verursacherprinzip – frühzeitig unterbunden wird.

Bei den im Rahmen der Versuche an der KOMPLETT-Anlage gewählten Humanarzneistoffen handelt es sich um das Analgetikum *Diclofenac*, das Antirheumatikum *Ibuprofen*, das Antiepileptikum *Carbamazepin* sowie das Antidepressivum *Fluoxetin*. *Diclofenac*, *Carbamazepin* und *Ibuprofen* gehören in Bezug auf deren Vorkommen in der Umwelt sowie Erkenntnisse über deren Folgewirkungen zu den häufiger untersuchten Stoffen. Das Antidepressivum *Fluoxetin* hingegen weist einen noch erhöhten Forschungsbedarf auf, der sich auf die Verbrauchsmenge des Stoffes, sein Abbauverhalten in der Umwelt und die damit einhergehende Persistenz des toxikologischen Potentials bezieht. Darüber hinaus ist das Vorfinden der Wirkstoffe in unterschiedlichen Medien wie Oberflächengewässern sowie Grund- und Trinkwasser von großer Bedeutung.

Tabelle 18: Ökotoxikologische Bewertung der Wirkstoffe *Carbamazepin*, *Diclofenac* und *Ibuprofen* (- ökotoxikologisch nicht relevant, + ökotoxikologisch relevant) (LANUV, 2007)

Stoff	Menge	Konzentration (µg/l)			Wirkung	Verhalten
	kg/a	Oberflächen-gewässer	Grund-wasser	Trink-wasser	Öko-toxikologie	Biolog. Abbau-barkeit (%)
Carbamazepin	> 10.000	> 0,1	> 0,01	> 0,01	+	< 10
Diclofenac	> 10.000	> 0,1	> 0,1	> 0,1	+	< 10
Ibuprofen	> 10.000	> 0,01	> 0,01	> 0,001	+	10 - 50

Diclofenac

Diclofenac wird als Schmerzmittel, aber auch in der Therapie rheumatischer Erkrankungen eingesetzt. Mit einer Verkaufsmenge von fast 85.800 kg im Jahre 2001 einhergehend mit einer breiten Anwendungspalette ist dieses Arzneimittel eines der meistverkauften Wirkstoffe in Deutschland (IMS, 2002).

Diclofenac wird relativ rasch in der Leber hydroxiliert und anschließend konjugiert. Nur etwa 1 % der verabreichten Dosis bleibt unverändert. Die Ausscheidung erfolgt in der Regel zu 70 % renal und zu 30 % mit den Fäzes.

Diclofenac wird im Wasser biologisch kaum abgebaut. Auch erreichen die Klärungsstufen konventioneller Abwasseraufbereitungsanlagen kaum ein optimales Maß zur Eliminierung des Stoffes. In Abwässern aber auch in Kläranlagenabläufen wird der Stoff regelmäßig in Konzentrationen von über 1 µg/l nachgewiesen. In Oberflächengewässern hingegen liegen die Werte meist deutlich unter 1 µg/l. Der Wirkstoff wurde mehrfach im Grundwasser sowie im Trinkwasser wiedergefunden.

Toxikologische Untersuchungen des Wirkstoffs an Mikroorganismen, Algen und Wasserpflanzen sowie Crustaceen (Krebstiere) ergaben ein geringes toxikologisches Umweltrisiko. Neuere Untersuchungen an höheren Organismen (Regenbogenforellen) zeigten jedoch bereits ab Konzentrationen von 1 µg/l Schädigungen (LANUV, 2007).

Diclofenac ist aufgrund der hohen Verbrauchsmenge, des Auftretens innerhalb der verschiedenen Wassermedien, seiner geringen biologischen Abbaubarkeit sowie seiner toxikologischen Wirkung auf höhere Wasserorganismen als umweltrelevant einzustufen.

Ibuprofen

Das Arzneimittel *Ibuprofen* ist nach Acetylsalicylsäure und Paracetamol mit ca. 345.000 kg/a (2001) das am häufigsten verkaufte Analgetikum in Deutschland (IMS, 2002; Mersmann, 2003). Es wirkt schmerzlindernd und entzündungshemmend und wird daher auch zur Rheumabehandlung eingesetzt.

Nach dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (NRW) erfolgt die Ausscheidung zu 60 bis 90 % in Form von Metaboliten und deren Konjugaten über den Urin. Nur etwa 1 % des Wirkstoffs wird unverändert ausgeschieden.

Ibuprofen wird regelmäßig in Abwässern und Kläranlagenabläufen in Konzentrationen zwischen 0,1 und 1 µg/l vorgefunden. Auch in Oberflächengewässern ist der Stoff häufig nachweisbar. Die Werte schwanken im Mikro- und Nanogrammbereich je Liter Probenvolumen ($c_{max.Grundwasser}$ = 0,51 µg/l; $c_{max.Trinkwasser}$ = 0,003 µg/l).

Die Datenbasis zur Ökotoxikologie kann als gut bezeichnet werden. Die Wirkschwellen auf Bakterien, Algen, Daphnien und Fische liegen im unteren mg/l-Bereich. Der Wirkstoff wird gemäß dem LANUV NRW als gering toxisch für Organismen eingestuft (LANUV, 2007). Gemäß den Wassergefährdungsklassen (WGK) der Verwaltungsvorschrift für wassergefährdende Stoffe (VwVwS) wird *Ibuprofen* jedoch als „stark wassergefährdend“ der Stufe 3 eingeordnet (Sigma-Aldrich, 2008).

Ibuprofen wird als leicht biologisch abbaubar beschrieben und somit als wenig persistent angesehen. Demnach ist der Stoff trotz mehrfacher Nachweisbarkeit in verschiedenen

Medien als nicht umweltrelevant einzustufen. Ihm wird aber ein hohes Bioakkumulationspotential zugeschrieben, so dass, auch vor dem Hintergrund der hohen Verbrauchsmenge, ein deutlicher Untersuchungsbedarf besteht (LANUV, 2007).

Carbamazepin

Carbamazepin gehört zu der Gruppe der Antiepileptika. Neben dem Einsatz zur Epilepsiebehandlung wird das Medikament als Stimmungsaufheller eingesetzt. Mit einer Verkaufsmenge von fast 88.000 kg im Jahr 2001 gehört der Wirkstoff ebenfalls zu den häufig eingesetzten Humanarzneimitteln (IMS, 2002).

Carbamazepin wird nahezu vollständig nach der Einnahme metabolisiert. Lediglich etwa 2 % des Wirkstoffes werden unverändert ausgeschieden. Dies geschieht zu über 70 % über den Urin.

Carbamazepin wird als außerordentlich persistent und schlecht biologisch abbaubar beschrieben. In der Umwelt ist dieser Wirkstoff inzwischen ubiquitär vorfindbar. Das Antiepileptikum wird regelmäßig in Konzentrationen von über 1 µg/l in Abwässern und Kläranlagenabläufen nachgewiesen. Sowohl in Oberflächengewässern als auch im Grund- und Trinkwasser wird der Stoff im Mikrogrammbereich vorgefunden.

Ökotoxikologisch betrachtet wird *Carbamazepin* gegenüber Bakterien, Wasserpflanzen und aquatischen Crustaceen als nur mäßig akut eingestuft. Signifikante Wirkkonzentrationen werden in Kläranlagen und Oberflächengewässern nicht erreicht. Hingegen konnten chronische toxikologische Wirkungen in nachweisbaren Konzentrationsbereichen beobachtet werden. Zudem werden dem Wirkstoff additive Wirkungen in Gegenwart von anderen Arzneimitteln sowie reproduktionstoxische Wirkung auf Säugeorganismen zugesprochen (LANUV, 2007). Gemäß den Wassergefährdungsklassen (WGK) der Verwaltungsvorschrift für wassergefährdende Stoffe (VwVwS) wird *Carbamazepin* als „wassergefährdend“ der Stufe 2 eingeordnet (Sigma-Aldrich, 2008).

Aufgrund des hohen Verbrauchs, des ubiquitären Vorkommens in der Umwelt sowie des toxischen Potentials im Hinblick auf chronische Folgewirkungen besteht hier Forschungsbedarf zum Abbauverhalten.

Fluoxetin

Bei dem Antidepressivum *Fluoxetin* handelt es sich um einen Arzneistoff der Klasse der Selektiven Seretonin Wiederaufnahmehemmer (SSRI). Dabei handelt es sich um den ersten Arzneistoff einer neuen Antidepressiva-Generation. Aufgrund nur geringer Nebenwirkungen führte dies zu rapide anwachsenden Verbrauchszahlen des Wirkstoffes nach seiner Einführung in Deutschland im Jahr 1990. Der Konsum wird weltweit auf über 54 Millionen Verschreibungen pro Jahr geschätzt. Mit bisweilen über 22,2 Millionen Verschreibungen macht es den Stoff in den Vereinigten Staaten zum dritt zahlreichsten Antidepressivum, das verabreicht wird (Day, 2008). Bereits 2004 wurde das Medikament in Oberflächengewässern sowie im Grundwasser Großbritanniens nachgewiesen (Zarzer, 2004).

Die Wirkmechanismen und Wechselwirkungen des Wirkstoffes im Körper sind gut beschrieben. Er hat eine lange Halbwertzeit und wird über die Leber zu *NorFluoxetin* abgebaut. Die Ausscheidung erfolgt zu etwa 80 % über die Nieren.

Über *Fluoxetin* liegen vereinzelte Ergebnisse über chronisch toxikologisch wirkende Reaktionen in der Umwelt vor, die Datenlage kann aber als sehr gering bezeichnet werden. Grundsätzlich muss es aufgrund möglicher Wirkungsmechanismen auf Wasserorganismen mit seretonergen Systemen als umweltrelevant eingestuft werden,. Im Gegensatz zu *Carbamazepin* wird *Fluoxetin* in die Wassergefährdungsklasse (WGK) 3 und damit als „stark wassergefährdend" eingestuft. (Sigma-Aldrich, 2008).

Flaherty und Dodson (2005) untersuchten in aquatischen Medien die von Einzelsubstanzen und verschiedenen Stoffgemischen dieser Wirkstoffe ausgehende Toxizität auf Daphnia magna. Die Autoren schließen aus ihren Ergebnissen u. a., dass Gemische von Arzneimitteln Wirkungen hervorrufen können, die aus dem Verhalten der jeweiligen Einzelsubstanzen nicht vorauszusagen sind. So stellten sie bei einem Gemisch aus Clofibrinsäure (100 µg/l) und Fluoxetin (36 µg/l) Mortalitäts- und Missbildungseffekte bei Daphnia magna fest, die durch die Einzelsubstanzen in der gleichen Konzentration nicht hervorgerufen wurden.

Vor dem Hintergrund eines zunehmenden Verbrauchs des Medikaments und der grundsätzlich wachsenden Einnahme von Antidepressiva sowie der damit verbundenen Emissionen des Wirkstoffes in die Umwelt wird *Fluoxetin* als Leitsubstanz der Arzneimittelklasse der Antidepressiva in der vorliegenden Untersuchung verwendet.

4.1.3.2 Ermittlung von Eintragsmengen

Ziel bei der Ermittlung der spezifischen Wirkstoff-Eintragsmengen ist die Bestimmung eines Konzentrationsbereichs vergleichbar mit realen Arzneimittelkonzentrationen im Abwasser. Übertragen auf die Verhältnisse der KOMPLETT-Anlage in Oberhausen (getrennte Abwasserfraktionen, Abwasseranfall pro Tag, Anzahl Mitarbeiter, Hintergrundkonzentrationen) ergeben sich somit spezifische Wirkstoff-Eintragsmengen. Basierend auf in der Literatur teilweise abweichenden Angaben über das Ausscheide- und Abbauverhalten sowie realen Abwasserkonzentrationen wurden unterschiedliche Varianten zur Ermittlung einer plausiblen Zulaufkonzentration erarbeitet. Im Folgenden werden drei Berechnungsansätze vorgestellt, die die folgenden Grundvoraussetzungen berücksichtigen:

- erfasst wird ausschließlich der im Urin befindliche Wirkstoff, da die Feststoffe bereits im ersten Schwarzwasser-Aufbereitungsschritt (Siebung) abgetrennt werden
- berücksichtigt wird ein täglicher Schwarzwasseranfall von durchschnittlich 600 Litern
- hypothetisch werden die Wirkstoffe von einer Gruppe von jeweils 30 Personen im zu entwässernden Gebäude eingenommen

Ansatz 1: Ermittlung über die Kläranlagenzulaufkonzentrationen

Gemäß diesem Ansatz lassen sich Eingangskonzentrationen auf Basis bekannter Kläranlagenzulaufkonzentrationen berechnen. Zur Berechnung werden der aktuelle durchschnittliche Abwasseranfall deutscher Haushalte (hier: 125 L/(EW·d)) (Schneider, 2006), die Kläranlagenzulaufkonzentrationen der entsprechenden Arzneimittel sowie die prozentuale Ausscheidungsrate des Wirkstoffes benötigt.

Ansatz 2: Ermittlung über den Jahresabsatz

Nach Ansatz 2 kann eine plausible Eingangskonzentration der ausgewählten Arzneimittel auf Basis bekannter Jahresabsatzmengen der Wirkstoffe abgeschätzt werden. Zur Berechnung notwendig sind eine Abschätzung der potenziellen Konsumentengruppe in Deutschland (hier: Einwohner älter 19 Jahre → 66 267 571) (DESTATIS, 2009), sowie aus der Literatur entnommene Angaben über die renale sowie unmetabolisierte Ausscheidung der Wirkstoffe.

Ansatz 3: Ermittlung über die Tagesdosis des Wirkstoffs pro Person

Die folgende Abschätzung der Eingangskonzentration basiert auf der Einnahme der Wirkstoffe als Tagesdosis. Die Tagesmengen der Wirkstoffe sind den jeweiligen Packungsbeilagen entnommen. Angenommen wurden die mittleren Verschreibungsmengen. Auf Basis dieser Mengen sowie der aus der Literatur entnommenen renalen und unmetabolisierten Exkretion können mögliche Ausscheidungsmengen am Demonstrationsstandort abgeschätzt werden. Da die Tagesexkretion am Demonstrationsstandort nicht zu 100 % vor Ort stattfindet, wird darüber hinaus eine Ausscheidung vor Ort von einem Drittel angenommen.

Aus den verschiedenen Ansätzen ergeben sich die wirkstoffbezogenen täglichen Dotierungsmengen.

Tabelle 19: Wirkstoffbezogene tägliche Zudotierung in Abhängigkeit der verschiedenen Berechnungsansätze

	Diclofenac	Ibuprofen	Carbamazepin	Fluoxetin
Berechnungsansätze	Ansatzmengen pro Tag (mg/d)			
Ansatz 1	4,99	16,5	5,9	k.A.
Ansatz 2	0,74	4,28	1,56	k.A.
Ansatz 3	7	80	144	8

k.A. = keine Angaben

Die Ergebnisse der drei Berechnungsansätze weichen teilweise erheblich voneinander ab.

Die Zudotierung der Wirkstoffe *Diclofenac*, *Carbamazepin* und *Ibuprofen* erfolgte in der vorliegenden Untersuchung entsprechend Ansatz 1, da hier auf Messdaten des Kläranlagenzulaufs zurück gegriffen werden konnte. Im Fall des Antidepressivums *Fluoxetin* liegen in der Literatur keine Angaben über Jahresabsatzmengen oder Messdaten zur Kläranlagenzulaufkonzentration vor, so dass hier der Ansatz 3 gewählt wurde. Darüber hinaus ist die tatsächliche Metabolisierungsrate des Wirkstoffs Fluoxetin im menschlichen Organismus bisher nicht vollständig geklärt, so dass auch hier eine weitere Annahme gemacht wurde. In Anlehnung an die bekannten Metabolisierungsraten der drei anderen Medikamente wurde eine chemisch unveränderte Ausscheidung von *Fluoxetin* aus dem Körper von 1 % angenommen.

Tabelle 20: Ausgangsdaten zur Berechnung der Wirkstoffeintragsmengen

	Diclofenac	*Ibuprofen*	*Carbamazepin*	*Fluoxetin*	Ansatz
Zulaufwerte (µg/l)	1,9 [b]	4,4 [b]	2,2 [b]	k.A.	1
Ausscheidung über den Urin (%)	70 [a]	100 [c]	72 [a]	80 [c]	1, 2, 3
Ausscheidung des unveränderten Wirkstoffes (%)	1 [a]	1 [a]	2 [a]	1*	2, 3
Tagesdosen (mg)	100**	800**	1000**	60**	3
Jahresabsatzmenge (kg)	85.800	344.880	87.610	k.A.	2
Abwasseranfall (l/d*EW)	125 [d]				1
Einwohner (> 19 Jahre)	66.267.571 [e]				2

k.A. = keine Angaben

* Annahme

** Angaben den jeweiligen Packungsbeilagen entnommen. Ausgewählt wurden die mittleren Tagesmengen – Ausnahme Fluoxetin → Tageshöchstdosis

[a] (LANUV, 2007), [b] (Herbst, 2008), [c] (Mersmann, 2003), [d] (Schneider, 2006), [e] (DESTATIS, 2009)

Der Tabelle 21 sind die Ergebnisse der so ermittelten Dotierungsmengen und theoretischen Nullkonzentrationen der für die Abbauuntersuchungen ausgewählten Arzneiwirkstoffe zu entnehmen. Die Nullkonzentration entspricht der theoretisch zu erwartenden Abwasserkonzentration bezogen auf den durchschnittlichen täglichen Abwasseranfall in Oberhausen.

Tabelle 21: Ansatzmengen, Nullkonzentration und Berechnungsansatz der für die Untersuchung ausgewählten Wirkstoffe

Wirkstoff	Ansatzmenge [mg/d]	Nullkonzentration [µg/l]	Berechnungs-ansatz
Diclofenac	5	8,3	1
Carbamazepin	16,5	27,5	1
Ibuprofen	5,9	9,9	1
Fluoxetin	4,8	8,0	3

4.2 Feststoffe

4.2.1 Feststoffanfall

Während der Laborphase stand kein Material aus dem Komplett-Projekt für die Vermikompostierung zur Verfügung, da in dieser Zeit der SW-Versuchsstand noch ohne mechanische Vorreinigung betrieben wurde. Daher wurde in Absprache mit den Projektpartnern TU Kaiserslautern, FG Siedlungswasserwirtschaft und EnviroChemie GmbH eine Substratmischung erstellt, die mit dem zu erwartenden Substrat vergleichbar sein sollte.

In der Technikumsphase standen Feststoffe aus der Versuchsanlage in der Orffstrasse (Kaiserslautern) zur Verfügung. Diese Feststoffe wurden 5 Monate lang 1x wöchentlich nach Bonn gebracht. Die Menge lag dabei zwischen 15 kg (min.) und 40 kg (max.) pro Woche, so dass sich eine Gesamtmenge von rund 300 kg ergibt.

Im Laufe der Pilotphase fielen sehr wenig Feststoffe an: in den ersten 9 Wochen des Betriebes nur rund 1 kg. Wie Beobachtungen zeigten wich das Nutzerverhalten im Bürogebäude am Standort Oberhausen von dem Nutzerverhalten innerhalb des Wohnhauses am Standort Kaiserslautern erheblich ab. Die Defekation erfolgte am Standort Oberhausen in der Regel nicht während der Arbeitszeit, sondern fand im häuslichen Umfeld statt. Da mit diesem geringen Anfall die Vermikompostierung in der geplanten Dimension nicht betrieben werden konnte, wurde ein alternatives Substratgemisch bestehend aus Überschussschlamm und Bioabfall verwendet, welches ebenfalls im Projektkontext zu verarbeiten ist.

4.2.2 Chemisch-physikalische Zusammensetzung

Die behandelten Feststoffe unterschieden sich in den verschiedenen Arbeitsphasen des Projektes. In Tabelle 22 sind die verwendeten Substrate und die analysierten chemisch-physikalische Parameter gelistet.

Nachdem in einem einfachen Vergleichsexperiment die Wurmart *Dendrobaena veneta* ausgewählt wurde, wurden verschiedene Versuche zum Betrieb der Vermikompostierung vorgenommen (mit den erstellten Substratmischungen, vgl. 4.2.1). Dabei zeigte sich, dass eine Futtervorgabe angepasst an den Bedarf der Würmer einer Futtervorgabe im Überschuss/auf Vorrat vorzuziehen ist. Im Rahmen dieser Versuche konnten die Literaturangaben zu optimalen Bereichen einzelner Parameter für die Vermikompostierung nur zum Teil bestätigt werden. Ein Wassergehalt von rund 80 % ist für die Vermikompostierung gut geeignet und entspricht z.B. den Ergebnissen von Muyima et al. (1994) Die Grenzen für den pH-Wert liegen in der Literatur zwischen 3 und 8, wobei häufig ein Bereich von 6-7 als optimal angegeben wird (z.B. Edwards and Bohlen, 1992). In eigenen Untersuchungen in Substrat aus Feststoffen konnte ein gesteigerter Umsatz bei pH-Werten um 5 festgestellt werden, pH-Werte um 8 hingegen führten zu deutlicher Minderung der Wurmaktivität.

In Salztoleranzversuchen mit NaCl-dotierter Einheitserde konnte nachgewiesen werden, dass die Wurmaktivität bei einer Leitfähigkeit von 1,7 mS/cm (etwa 1 % Salzgehalt) noch nicht beeinflusst wird, während andere Autoren bereits ab 0.5% Salzgehalt negative Beeinflussungen beschreiben (z.B. Edwards und Bohlen, 1992; Edwards and Stinner, 1988).

Tabelle 22: Listung aller im Rahmen der Feststoffbehandlung verwendeten Substrate und die gemessenen Hauptparameter. KA = Kläranlage, KL = Kaiserslautern, ÜSS = Überschussschlamm, n.b. = nicht bestimmt

		TS [%]	pH	LF [mS/cm]	oTS [%]	C/N	TAN [mg/L]
Labor	Fäkalien Lambertsmühle	20	6,8	< 1,2			n.b.
	Grobrechengut KA Rheinbach	50	6,5	< 1,7	n.b	n.b.	n.b.
	Bioabfall Bioladen	20 - 35	5,5 – 6,2	< 0,5	n.b	n.b.	n.b.
	Essensreste Krankenhaus	54	5,6	2,3	n.b	n.b.	n.b.
Technikum	Fäkalien KL	5 - 20	5,2 - 7	0,2 – 0,8	2 – 6	18 - 26	n.b.
	Fäkalien KL + Papierschnipsel	21	7,1	0,5	n.b	n.b.	n.b.
	Fäkalien KL + Sägemehl	21	7,0	0,3	n.b	n.b.	n.b.
Pilot	Bioabfall REMONDIS	25	4,0 – 5,9	0,8 – 1,7	25 - 75	9 – 25	-
	ÜSS KA Salierweg	10 - 15	7,1	0,6	42	~ 6	-

In einem mulitifaktoriellen Experiment zur Wurmaktivität (Einfluss von pH-Wert, LF (KCl) und TAN (Total Ammonium Nitrogen)) konnten die vorher in Substrat gefundenen Ergebnisse bestätigt werden (Nguyen P. N. et al., 2008; Nguyen P. N., 2008). Darüber hinaus zeigte sich hier, dass der Salzgehalt als quantitativer Faktor wenig relevant ist, da die Würmer in LF-Bereichen überleben konnten, die deutlich über den Werten in den zu erwartenden Substraten lagen. Als qualitativer Faktor für Ammonium hingegen gelten deutlich geringere Grenzwerte.

Des Weiteren wurde nachgewiesen, dass sich die Grenzwerte für die Einzelparameter deutlich verringern, wenn im System schon ein Stress durch einen Parameter außerhalb des optimalen Bereiches besteht.

In ersten Versuchen mit dem Substrat aus der Schwarzwasseranlage des KOMPLETT-Projektes konnte die Notwendigkeit der Beimischung von Co-Substraten zur Entfeuchtung und Strukturierung des Materials widerlegt werden. Die Parameter zur allgemeinen Eignung für eine Vermikompostierung lagen bis auf die Bedenken bezüglich des Strukturmangels in optimalen Bereichen.

In Akzeptanzuntersuchungen mit den alternativen Substraten des Pilotbetriebes konnte gezeigt werden, dass Überschussschlamm nach einer Entwässerung auf > 10 % TS trotz des niedrigen C/N-Verhältnisses gut für eine Vermikompostierung geeignet ist.

4.2.3 Akustische Kontrolle der Kompostwurmaktivität

Zur on-line Überwachung wurde die akustische Kontrolle der Kompostwürmer als aussichtsreichstes Verfahren erachtet und gegenüber der direkten Messung von chemisch-analytischen Parametern oder (sehr kostenintensiven) bildgebenden Analysen wie NIRS bevorzugt.

In Zusammenarbeit mit der Fa. INVIVO wurde hierfür eine akustische Kontrolle der Kompostwurm-Aktivität entwickelt. Dabei dienen die Geräusche, die die Würmer beim Durchgraben des Substrates erzeugen („Knackser"), als Beurteilungsgrundlage.

Je nach Zustand sind verschiedene Signale zu erwarten:

- gute Bedingungen: gleichmäßiges Knacksen überall
- bei Stress: aufgrund der Ballung zu größeren Ansammlungen sind dort mehr Signale und auf dem Rest der Fläche deutlich weniger Signale zu erwarten.

Den größten Einfluss auf die Vermikompostierung hat nach den bisherigen Erfahrungen und den Ergebnissen der Voruntersuchungen der Wassergehalt. Dieser ändert sich durch die Vermikompostierung selber und durch Evaporation. Die anderen Parameter können bei der erwarteten konstanten Zusammensetzung des Substrates über die Zeit vernachlässigt werden, da sie in einem für die Vermikompostierung geeigneten Bereich liegen.

In Vorversuchen wurde zunächst mit einem handelsüblichen Mikrophon mit integriertem Vorverstärker („Hi-Powered Hearing Enhancer", Fa. Cyber Ear) über und im Substrat (in Schutzhülle) gearbeitet. Dabei konnte zwar die Wurmgeräusche aufgenommen, aber nicht ausgewertet werden. Daher wurden weitere Untersuchungen in Zusammenarbeit mit der Firma INVIVO durchgeführt. Mikrophone mit externem Vorverstärker (Eigenbau, Fa. INVIVO) ermöglichten eine bessere Aufnahmequalität. Für weitere Untersuchungen wurde daher ein Akustik set-up zusammengestellt, welches folgende Komponenten umfasste: Mikrophone (Eigenbau Fa. INVIVO), externer Verstärker, Spannungsversorgung, geschirmtes Datenkabel, Messdatenerfassungskarte (Wandlung der akustischen Signale), PC, LabView (Fa. National Instruments, ein Programmiersystem, auf dem die jeweiligen „Behandlungen" der Inputdaten vorgegeben werden können), origin (Fa. OriginLab Corporation, zur weiteren Auswertung und graphischen Darstellung)

In Versuchen unter optimierten Bedingungen (Abschwächung von Störgeräuschen in schallisolierter Box) konnte über eine Frequenzanalyse (mittels Fourier-Transformation) der Frequenzbereich eines Wurmgeräusches ermittelt werden (Abbildung 27). Da einzelne Wurmgeräusche in der Masse des Geräuschspektrums (ohne Isolation) „untergingen" und die Fourier-Transformation für einen online-Betrieb zu aufwändig war, wurde die Differenzierung der Signale über eine einfache Ableitung untersucht. Dabei konnten deutlich niedrigere und höhere Frequenzen als das Wurmgeräusch (~ 5 kHz) „aussortiert" werden. Um Störgeräusche weiter eliminieren zu können, wurde ein Fenster eingerichtet, das sehr geringe und zu hohe Intensitäten (Lautstärken) „abschnitt", so dass entsprechende Ereignisse nicht gezählt wurden.

Damit konnten Unterschiede zwischen einer (ideal-)feuchten (18 % TS) und einer trockeneren (30% TS) Durchführung deutlich anhand der Zählraten unterschieden werden (Abbildung 28).

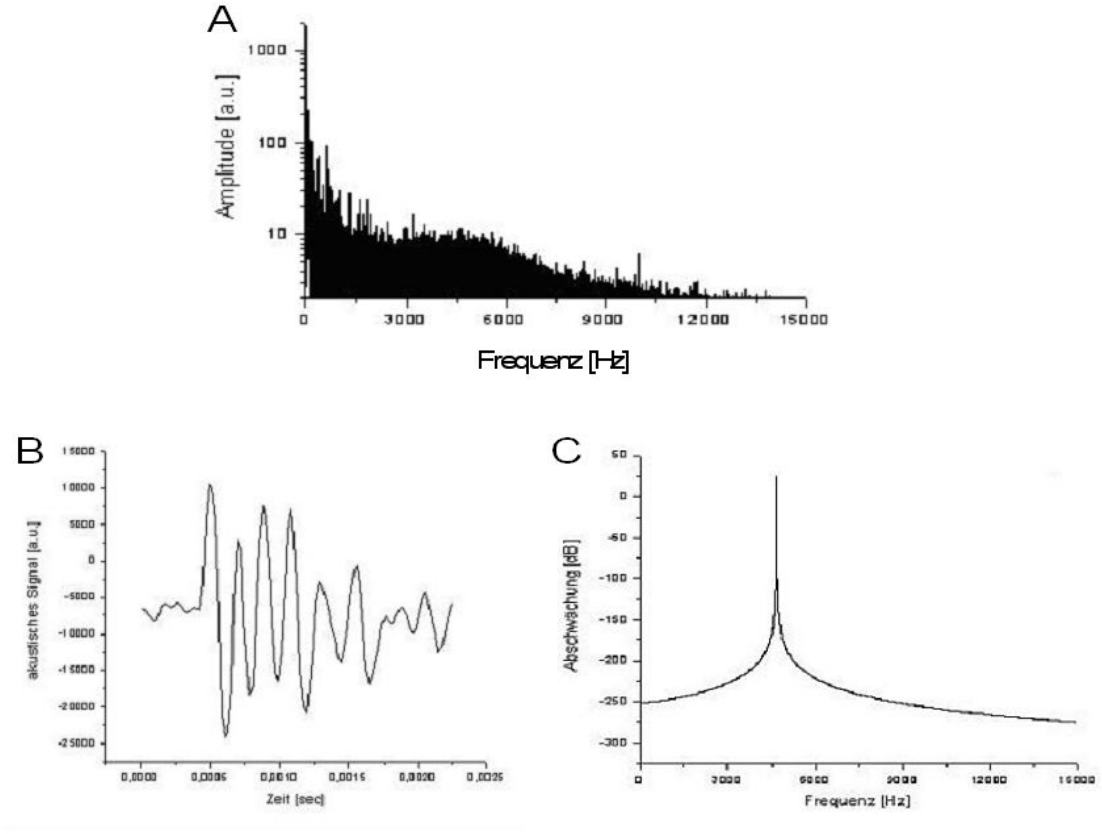


Abbildung 27: Fourier-Transformation über gesamte Tonfrequenz unter optimierten Bedingungen (A), Einzelnes Wurmgeräusch bei stark vergrößertem Zeitausschnitt (B) und Darstellung der größten Komponente eines Wurmgeräusches (C)

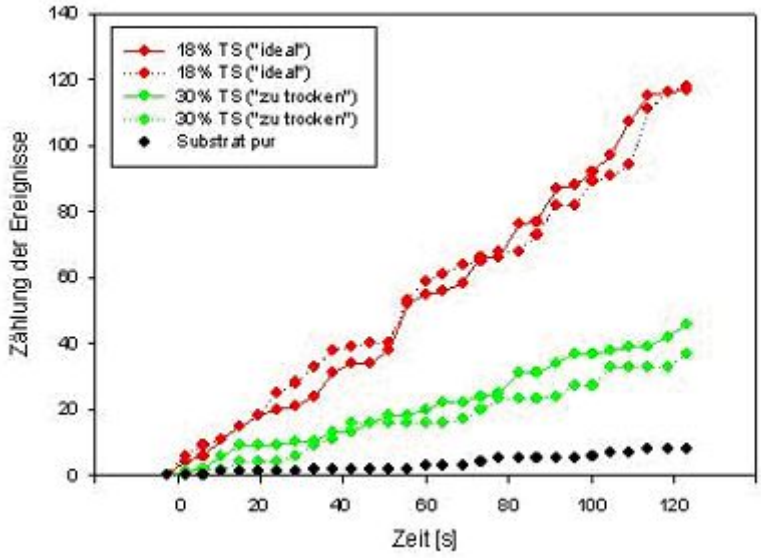


Abbildung 28: Kumulierte Ereignisse über zwei Minuten eines gut positionierten und dimensionierten Fensters bei der Vermikompostierung von Materialien mit unterschiedlicher Feuchte

Mit diesen für Fäkalien ermittelten Einstellungen wurden in der Pilotphase auch Messungen in den alternativen Substraten (Bioabfall und Überschussschlamm) durchgeführt.

Die damit erzielten Ergebnisse sind in Abbildung 29 dargestellt.

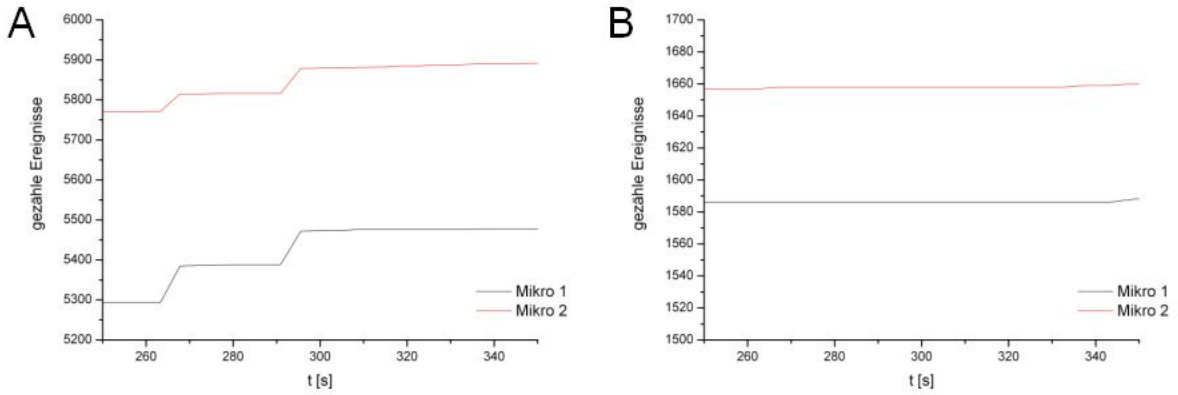


Abbildung 29: Kumulierte Ereignisse bei Aufnahmen unter realen Bedingungen (A) und bei Unterdrückung von Störgeräuschen (B) in den alternativen Substraten des Betriebes in Oberhausen

Die steilen Kurvenabschnitte (Abbildung 29, A: t = 265 und 290 [s]) sowie ein steiler Anstieg der Zählungen in den ersten Minuten (Daten nicht dargestellt) sind nicht mit Wurmaktivität zu erklären, sondern auf externe Störgeräusche zurückzuführen.

Die Zählungen sind unabhängig der Unterdrückung von Störgeräuschen zu hoch, um der biologischen Aktivität zu entsprechen (vergl. Abbildung 28). Der steilste Anstieg der Zählungen in den ersten Minuten (Daten nicht dargestellt) und die steileren Kurvenabschnitte (A: t = 265 und 290 [s]) sind nicht mit der Wurmaktivität zu erklären. Hier sind wahrscheinlich externe (bisher nicht berücksichtigte) Störgeräusche aufgetreten.

Der Verlauf der Graphen in den flacheren Abschnitten ist wegen der Gesamtzahl der gezählten Ereignisse nicht deutlich zu erkennen. Die Zählungen hier sind wiederum zu niedrig und stimmen nicht mit den real wahrnehmbaren Ereignisanzahl überein.

Die Zählraten zeigen bei dem gegebenen Grenzwert (Wurmgeräusch in Fäkalien) deutliche Unterbestimmungen, die nicht mit der biologischen Aktivität übereinstimmen. Aufgrund der unterschiedlichen Substratstruktur ist eine neue Kalibrierung des Systems erforderlich (Isolation und Frequenzanalyse eines Wurmgeräusches, Ermittlung des Grenzwertes und der Zielfrequenz sowie Einrichten eines geeigneten Intensitäts-Fensters). Diese Kalibrierung lässt sich innerhalb von 3-5 Monaten realisieren.

4.2.4 Hygienisch-mikrobiologische Zusammensetzung

Die zur Vermikompostierung genutzten Feststoffe wurden auf die mikrobiologischen Parameter *E. coli*, Fäkalstreptokokken, Salmonellen und somatische Coliphagen untersucht. Während der Technikumsphase konnten Proben der drei betriebenen Komposter gewonnen werden. Dabei wurde sowohl der Kompost direkt nach der Ernte als auch nach einer

Nachrotte von mehreren Monaten erfasst. Daneben konnten in verschiedenen Substraten die zu bestimmenden hygienisch-mikrobiologischen Parameter erfasst werden (Tabelle 23). Die höchsten Konzentrationen fanden sich in frischem Bioabfall. Hier finden sich fast eine Milliarde Fäkalbakterien pro Gramm Material. Coliphagen lagen in einer Konzentration von 163.000 PBE/g vor. Im Überschussschlamm einer Kläranlage und in abgelagerten Fäkalien liegt die Konzentration von *E. coli* um ein 1-000faches unter der des Bioabfalls (Tabelle 23). Dies gilt auch für Fäkalstreptokokken. Coliphagen sind im Vergleich zum Bioabfall im Überschussschlamm in 10fach geringerer Konzentration vorhanden. In abgelagerten Fäkalien oder Faulschlamm waren sie in Konzentrationen von ca. 10 PBE/g nachweisbar. Im Faulschlamm liegt die *E. coli*-Konzentration um ein 10faches unter des Überschussschlammes, es finden sich im Faulschlamm aber Fäkalstreptokokken in der gleichen Größenordnung wie im Überschussschlamm.

Tabelle 23: Konzentrationen von *E. coli*, Fäkalstreptokokken und Coliphagen in verschiedenen kompostierbaren Substraten

	E. coli (KBE/g)	Enterokokken (KBE/g)	Coliphagen (PBE/g)
Bioabfall	890.000.000	500.000.000	163.000
Überschussschlamm Kläranlage Bonn	455.000	536.000	20.600
Fäkalien, abgelagert	640.000	>100	<10
Biogasschlamm abgelagert	75.500	164.000	12

In den Vermikomposten finden sich direkt nach der Ernte sowohl *E. coli*, Fäkalstreptokokken als auch somatische Coliphagen in den Proben. Salmonellen wurden von September bis Oktober 2007 in frischen Komposten nachgewiesen. Im späteren Verlauf der Nachrotte waren keine Salmonellen nachweisbar. Proben aus dem Komposter III waren über den längsten Zeitraum verfügbar und die Ergebnisse der mikrobiologischen Analysen sind in Tabelle 24 dargestellt. Im frischen Kompost liegt die Anzahl der Fäkalstreptokokken pro Gramm Kompost um das 10fache höher als die Konzentration von *E. coli* und beide Parameter finden sich in vergleichbaren Konzentrationen wie in abgelagertem Faulschlamm (vgl. Tabelle 23). Im Verlauf der Nachrotte verwischt dieses Verhältnis und kehrt sich sogar um, aber zum Ende des Versuchszeitraumes finden sich wieder ähnliche Verhältnisse wie am Anfang. Coliphagen finden sich in Konzentrationen von maximal 223 PBE/g. Nach 3,5 Monaten sind keine Phagen nachweisbar, während der späteren Beprobungen lassen sich jedoch wieder Phagen in Konzentrationen <10 PBE/g Kompost nachweisen.

Eine Ausnahme stellen die Proben nach 5,75 Monaten Nachrotte und 8 bzw. 8,5 Monaten dar. Hier wurde ein massiver Konzentrationsanstieg aller untersuchten Parameter beobachtet (Tabelle 24). Besonders stark ist dieser Anstieg beim Parameter *E. coli*, der in Konzentrationen von >1.000.000 KBE/g nachweisbar ist. Deutlich ist aber auch der folgende Konzentrationsabfall in den nächsten 1-2 Monaten (Tabelle 24).

Tabelle 24: Konzentrationen hygienisch-mikrobiologischer Parameter im Kompost im Verlauf der Nachrotte

Alter (Monate)	E. coli (KBE/gl)	Enterokokken (KBE/g)	Coliphagen (PBE/g)
10 Tage	3.293	24.240	70
1,5	27.870	352.400	0
1,75	1.010	3.100	223
3,5	6.720	1.340	0
3,75	4.485	160.810	0
5,25	40	30	0
5,75	>248.000.000	42.700	<10
6,25	56.372	14.360	6
7,5	200	73	5
8	>1000000	14.500	171
8,5	190	2.540	84
9,00	20	3.180	2,4

4.3 Diskussion der Ergebnisse

4.3.1 Abwasseranfall

Der Trinkwasserverbrauch in Deutschland betrug im Jahr 2006 rd. 5,3 Mrd. m³, wobei die Haushalte inklusive Kleingewerbe fast 80 % konsumierten (BDEW, 2008). Bei Vernachlässigung des Kleingewerbeanteils entspricht dies einem einwohnerspezifischen Wasserverbrauch von 115,6 L/(E·d). Die Verteilung dieses Verbrauchs auf verschiedene Zwecke ist in Abbildung 30 dargestellt. Demnach werden etwa 4 % bzw. 5,1 L/(E·d) des Trinkwassers zum Trinken und Kochen gebraucht. Der überwiegende Teil wird zur Körperpflege und zum Abtransport der menschlichen Ausscheidungen verwendet.

Summiert man die in Abbildung 30 grau eingefärbten Nutzungen auf, so ergibt sich ein einwohnerspezifischer GW-Anfall in deutschen Haushalten von 77,3 L/(E·d). Der durchschnittliche SW-Anfall, in der Abbildung schwarz eingefärbt, beträgt folglich 33,1 L/(E·d).

Bei den im Rahmen des Projekts ermittelten spezifischen Wassermengen zeigt sich für die häusliche Anwendung (Technikum), sowohl für SW, als auch für GW eine gute Übereinstimmung mit den statistischen Erhebungen des Bundesverbands für Energie- und Wasserwirtschaft (BDEW). Der ermittelte einwohnerspezifische SW-Anfall von 34,8 L/(E·d) des Wohnblocks in Kaiserslautern liegt nur geringfügig über, der ermittelte spezifische GW-Anfall von 73,4 L/(E·d) nur geringfügig unter den in BDEW (2008) veranschlagten Werten.

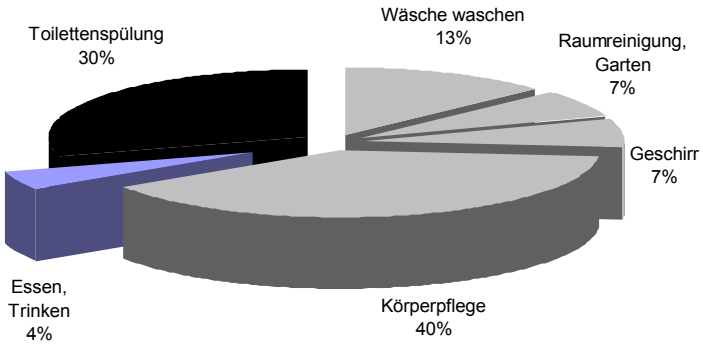


Abbildung 30: Einwohnerspezifischer Trinkwasserverbrauch in deutschen Haushalten nach Nutzung des Wassers bezogen auf 115,6 L/(E·d) nach (BDEW, 2008)

Darüber hinaus konnte für häusliches GW und SW eine sehr gute Übereinstimmung mit weiteren Literaturquellen, die deutsche Verhältnisse wiedergeben, festgestellt werden. So haben Keysers et al. (2008) im Rahmen einer Literaturrecherche einen mittleren GW-Volumenstrom von 75 L/(E·d) bestimmt. In FBR (2005) werden 70 L/(E·d) veranschlagt. In Londong et al. (2004) wird ein einwohnerspezifischer Wert von 80 L/(E·d) und in DWA (2008) werden 78 L/(E·d) angegeben.

Für SW konnten folgende Literaturquellen gefunden werden: Londong et al. (2004) veranschlagen einen durchschnittlichen SW-Anfall von 40 L/(E·d) und Spangenberg (2005), zitiert in Londong und Hartmann (2006) ermittelte in seinen Untersuchungen 35 L/(E·d) für die Toilettenspülung.

Die im Rahmen des Versuchsbetriebes der Technikumsphase ermittelten einwohnerspezifische Volumenströme für die Teilströme SW und GW spiegeln demzufolge durchschnittliche deutsche häusliche Kennwerte wider und können als solche herangezogen werden.

Die Standorte der Versuchsstände sowie der Pilotanlagen repräsentieren die Nutzung Arbeitsplatz. Die hier für SW ermittelten spezifischen Wassermengen sind nahezu identisch, weichen jedoch deutlich von Werten ab, die aktuell zur Bemessung des Toilettenabwasser-anfalls in Bürogebäuden in der Haustechnik angenommen werden. Pistohl (2007) geht hier z.B. von 17 – 18 L/(E·d) aus. Interne Befragungen des Personals des FhI UMSICHT zur Nutzung der Toiletten ergaben einen theoretischen einwohnerspezifischen Schwarzwasser-anfall von 14 L/(E·d) (Keuter, 2009). Beide Ansätze liegen somit deutlich über den real ermittelten Werten.

Da für diesen Anwendungsfall bisher noch wenige Referenzdaten existieren, können die ermittelten spezifischen SW-Mengen für den Anwendungsfall Arbeitsplatz weitere Anhaltspunkte liefern, müssen aber durch weitere Untersuchungen bestätigt und ggf. verifizieret werden.

Um belastbare Angaben zum GW-Anfall am Arbeitsplatz zu erhalten ist eine weitere Kategorisierung der Volumenströme, z.B. nach vorheriger Verwendung erforderlich. Eine weitere Differenzierung gewerblicher Objekte, z.B. nach deren Nutzung der Gebäude scheint nicht sinnvoll.

4.3.2 Chemisch-physikalische Abwasserzusammensetzung

In Abbildung 31 ist die Verteilung der einwohnerspezifischen Frachten im Zulauf der Biologie in den beiden Teilströmen Grau- und Schwarzwasser des Abwassers des Wohnblocks in Kaiserslautern (Technikum) sowohl prozentual als auch absolut dargestellt.

Es ist deutlich zu erkennen, dass der Nährstoffanteil im SW mit 91 % des Stickstoffs und mit 66 % des Phosphors besonders hoch ist. Durch die mechanische Vorreinigung im SW erfolgt eine signifikante Reduktion der organischen Verbindungen (s.o.), sodass im Zulauf der biologischen Behandlungsstufen der Anteil des CSB wie auch der des BSB_5 an der Gesamtfracht der beiden Parameter im GW höher ist als im SW.

Vergleicht man die Summe der untersuchten Fraktionen der eigenen Untersuchungen mit den Werten des ATV-DVWK Arbeitsblatt A-131 (2000), hier werden einwohnerspezifische Frachten, die. zur Bemessung von kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen Anwendung finden als 85%-Percentile für das gesamte häusliche Abwasser angeben (Tabelle 25), zeigt sich mit Ausnahme des TS-Gehaltes eine gute Übereinstimmung mit kommunalem Abwasser nach Vorklärung. Die Unterschiede beim TS-Gehalt können hier durch die in kommunalen Kläranlagen verwendeten Aggregate zur mechanischen Vorabscheidung erklärt werden. Üblich sind Rechen mit Spaltweiten von 6,0 mm oder größer. Die hier ermittelten Werte wurden dagegen nach Siebung durch eine Maschenweite von rd. 0,5 mm ermittelt.

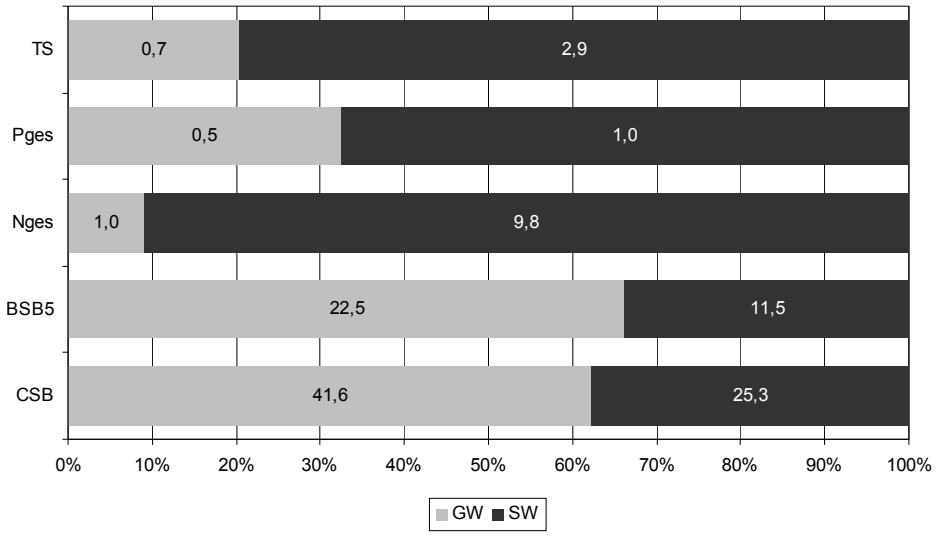


Abbildung 31: Einwohnerspezifische Frachten in g/(E·d) in den Teilströmen GW und SW des häuslichen Abwassers der Technikumanlage im Zulauf der MBR

Darüber hinaus zeigt sich für das GW der Technikumanlage (häusliche Anwendung) eine gute Übereinstimmung zu Kennzahlen die in DWA (2008) für GW der gleichen Herkunft vorgeschlagen werden. Der BSB_5 und der CSB liegen mit 18,0 bzw. 47,0 g/(E·d) in vergleichbarer Größenordnung zu den eigenen Ermittlungen. Für Stickstoff und Phosphor werden identische Kennzahlen zu den eigenen Ermittlungen angegeben. Signifikant ist auch hier der Unterschied beim TS-Gehalt, welcher in DWA (2008) mit 71,0 g/(E·d) vorgeschlagen wird. Dieser Wert liegt bereits über der in ATV (2000) veranschlagen Fracht für das gesamte

häusliche Abwasser und erscheint nach derzeitigem Kenntnisstand zu hoch. Gleichwohl ist die Fracht der eigenen Ermittlungen mit 0,7 g/(E·d) dagegen als zu niedrig einzustufen.

Tabelle 25: Einwohnerspezifische Frachten die an 85% der Trockenwettertage unterschritten werden nach (ATV, 2000)

Parameter	Einheit	Rohabwasser	Durchflusszeit in der Vorklärung	
			0,5 – 1,0 h	1,5 – 2,0 h
TS	[g/(E·d)]	70	35	40
CSB	[g/(E·d)]	120	90	60
BSB_5	[g/(E·d)]	60	45	40
TKN	[g/(E·d)]	11,0	10	10
P_{ges}	[g/(E·d)]	1,8	1,6	1,6

Für SW liegen bisher noch zu wenige Angaben zu einwohnerspezifischen Frachten bzw. zu wenige gleichzeitige Angaben für Konzentrationen und Wassermengen vor. Auf eine Darstellung von einwohnerspezifischen Kennzahlen wurde daher in DWA (2008) verzichtet. Dieser Sachverhalt wird durch die eigene Literaturrecherche bestätigt. Die im Rahmen des Projektes ermittelten Kennzahlen für SW häuslicher Herkunft beruhen allerdings auf einer Vielzahl von Messungen, besitzen somit eine gute Datengrundlage und stellen repräsentative Größen für den Teilstrom SW dar. Sie können daher zur Bemessung und Abschätzung des Nutzungspotenzials von SW herangezogen werden und darüber hinaus einen Beitrag zur Verbesserung der Datendichte in diesem Bereich liefern.

Bei den Werten die an den Standorten „gewerblicher“ Nutzung gefunden wurden (Versuchsstand, Pilotanlage), zeigt sich für SW eine gute Übereinstimmung der Kennzahlen untereinander für die Parameter CSB, BSB_5 und P_{ges}, sodass diese ebenfalls für erste Abschätzungen herangezogen werden können. Dennoch sollte langfristig eine weitere Verbesserung der Datenqualität durch zusätzliche Messungen und Überprüfungen erreicht werden.

4.3.3 Einflussfaktoren auf Inhaltsstoffe und Konzentrationen

Messungen für Kennwerte der Teilströme des häuslichen Abwassers erfolgen direkt an der Quelle. Daher wirken sich Faktoren, die einen Einfluss auf die Beschaffenheit der Abwasserteilströme haben können, stärker aus als im Zulauf von Kläranlagen, wo über die Kanalstrecke gewisse Vergleichmäßigungen erfolgen können. Beeinflussende Faktoren können kulturelle Gewohnheiten oder auch Essgewohnheiten der Nutzer sein. Zudem ist der Tatsache Beachtung zu schenken, dass sich in kleinen Betrachtungsräumen in der Regel die Menschen über den Tag verteilt an verschieden Orten aufhalten. Folglich fällt nur ein Teil der täglichen Fracht an der betrachteten Einheit an. Insbesondere bei gewerblichen Anwendungen ist eine Unterscheidung in Werktage und in Wochenende vorzunehmen, da hier ein Ausgleich über das Wochenende, in dem kein Abwasser anfällt zu berücksichtigen ist. Andererseits müssen Spitzen z.B. durch Publikumsverkehr beachtet werden.

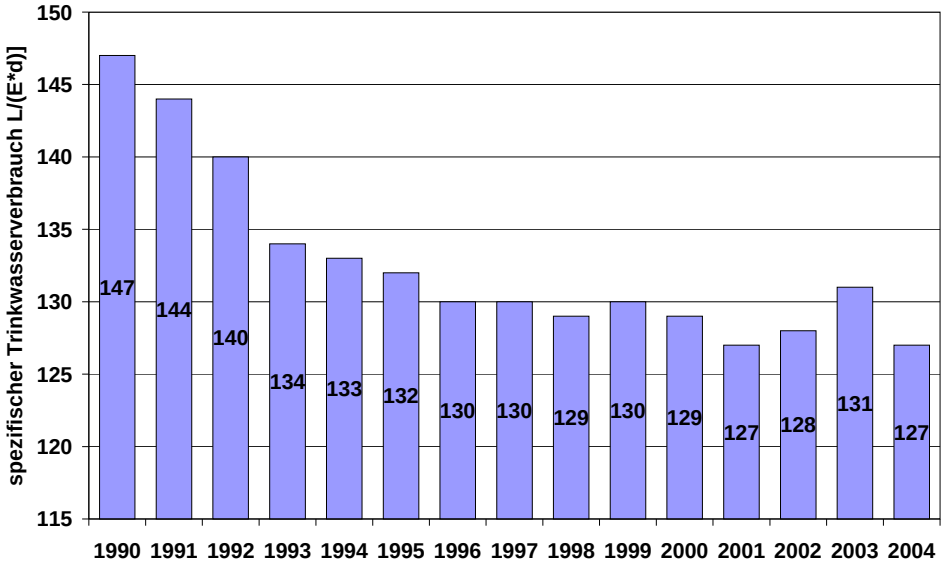


Abbildung 32: Entwicklung des einwohnerspezifischen Trinkwasserverbrauchs in Liter pro Einwohner und Tag in Deutschland bezogen auf Haushalte und Kleingewerbe (BDEW, 2008)

Der wesentliche Faktor für die Beschaffenheit ist allerdings der Wasserverbrauch in Art und Menge. Dieser ist immer eine Funktion der Gebäudenutzung (Büro, Hotel, Gaststätte, Wohnbebauung etc.), der sanitären Ausstattung (z.B. Wasser sparende Armaturen), des betrieblichen Wassermanagements und des spezifischen Nutzerverhaltens. Der durchschnittliche einwohnerspezifische Wasserverbrauch in deutschen Haushalten ist seit Jahren rückläufig (Abbildung 32) und wird zum Teil heute schon häufig unterschritten (DWA, 2008). In FBR (2005) wird von einem einwohnerspezifischen Abwasseranfall von nur noch 100 L/(E·d), wovon 70 L/(E·d) als GW anfallen, bei Neubauten oder sanitärtechnisch renovierten Gebäuden ausgegangen. Beim Projekt Flintenbreite wurde ein durchschnittlicher einwohnerspezifischer Trinkwasserverbrauch von 66 L/(E·d), davon 61 L/(E·d) GW ermittelt (Oldenburg et al., 2008). Als Ursachen werden neben den installierten Vakuumtoiletten, mit einem durchschnittlichen Spülwasserverbrauch von 5,0 L/(E·d), das generelle Bewusstsein der Bewohner des Wohngebietes hinsichtlich eines schonenden Umgangs mit der Ressource Trinkwasser, aber auch die Ausstattung der Häuser mit Wasser sparenden Sanitärinstallationen genannt.

Sinkender Wasserverbrauch führt bei gleichbleibenden Frachten zu einer abnehmenden Verdünnung und folglich zu höheren Konzentrationen. Aus dieser Betrachtung wird deutlich, dass dem einwohnerspezifischen Wasserbrauch bei der Ermittlung von Kenngrößen für Teilströme des häuslichen Abwassers größte Beachtung zu schenken ist.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass bei der Betrachtung kleinräumiger Einzugsgebiete, wie es das KOMPLETT-System darstellt, trotz der ermittelten einwohnerspezifischen Daten, fallspezifische Erhebungen zur Festlegung der Randbedingungen erfolgen sollten.

5 Bewertung der Verfahrenstechnik

5.1 Untersuchung und Bewertung der Reinigungsleistung der Versuchsanlagen zur Abwasseraufbereitung

5.1.1 Chemisch-physikalische Qualität der Abwässer

5.1.1.1 Schwarzwasser

Versuchsstand

Primäres Ziel des Versuchsbetriebs am SW-Versuchstand war der Aufbau einer stabilen Biozönose zur biologischen Behandlung von SW, so dass für die Inbetriebnahme des MBRs am Standort der Technikumanlage bereits eine an die Charakteristik von SW adaptierte Biozönose zur Verfügung gestellt werden konnte.

Wie eingangs bereits erwähnt, wurde der Versuchsstand über die gesamte Projektlaufzeit betrieben. Der Schwerpunkt der Untersuchungen wurde auf eine vollständige Nitrifikation (Oxidation von Ammonium zu Nitrat) gelegt. Dabei wurden zwei Untersuchungsphasen unterschieden:

- Phase I: Biologische Behandlung von Roh-SW
- Phase II: Biologische Behandlung von mechanisch vorgereinigten SW
    - Phase II.i: Betrieb ohne pH-Wert Abpassung
    - Phase II.ii: Verbesserung der Nitrifikation durch Stützung der Säurekapazität durch Zugabe von Calciumcarbonat mit Magnesiumoxid
    - Phase II.iii: Verbesserung der Nitrifikation durch Laugendosierung

Zusätzlich kann die zweite Versuchsphase in drei weitere Unterphasen gegliedert werden, in denen verschiedene Modifikationen am Versuchsbetrieb mit mechanisch vorgereinigtem durchgeführt wurden. Die Ergebnisse dieser Versuchsphasen sind in den nachfolgenden Abbildungen und Tabellen dargestellt.

Der SW-Versuchsstand wurde in der 42. KW 2006 in Betrieb genommen. Der Schlamm (300 L), mit einem Schlammalter > 12 d, zum Animpfen des Versuchsreaktors wurde der ZKA-KL entnommen. Wie in Abbildung 33 dargestellt, hat sich im SB-Reaktor sehr schnell nach Inbetriebnahme eine Biozönose entwickelt, welche die biologisch abbaubaren organischen Substanzen nahezu vollständig eliminierte. Während der ersten Versuchsphase (Nov. 2006 - Mai 2007) wurde der SB-Reaktor in einem Schlammbelastungsbereich von 0,01 - 0,07 kg BSB_5/(kg TS·d) betrieben (Abbildung 34). Infolge dessen war der Wirkungsgrad bzgl. des BSB_5 sehr hoch und lag zwischen 89 – 99 %. Im Median wurde eine BSB_5-Elimination von rd. 98 % bei einer BSB_5-Ablaufkonzentration von 10 mg/L ermittelt.

Die im Ablauf des SB-Reaktors in dieser der Phase gemessenen CSB-Konzentrationen waren dagegen sehr hoch und betrugen bei Betrachtung des Medianwertes 145 mg/L, was einem Wirkungsgrad von 81 % gleichkommt. Der CSB lag nach biologischer Reinigung nahezu vollständig gelöst vor (CSB_{gel}/CSB_{filtr} = 0,90).

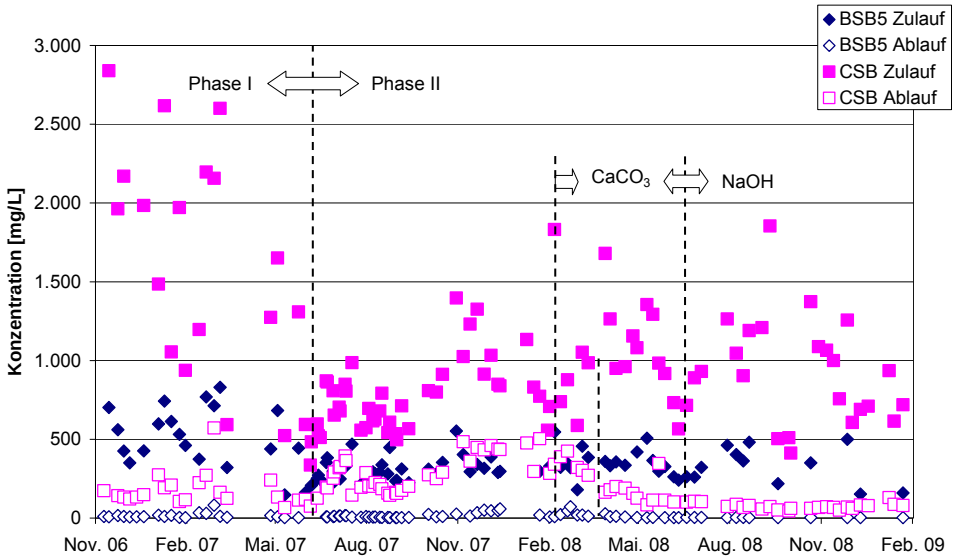


Abbildung 33: CSB und BSB_5 Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf des SW-Versuchsstandes im Betrachtungszeitraum (Nov. 2006 - Jan. 2009)

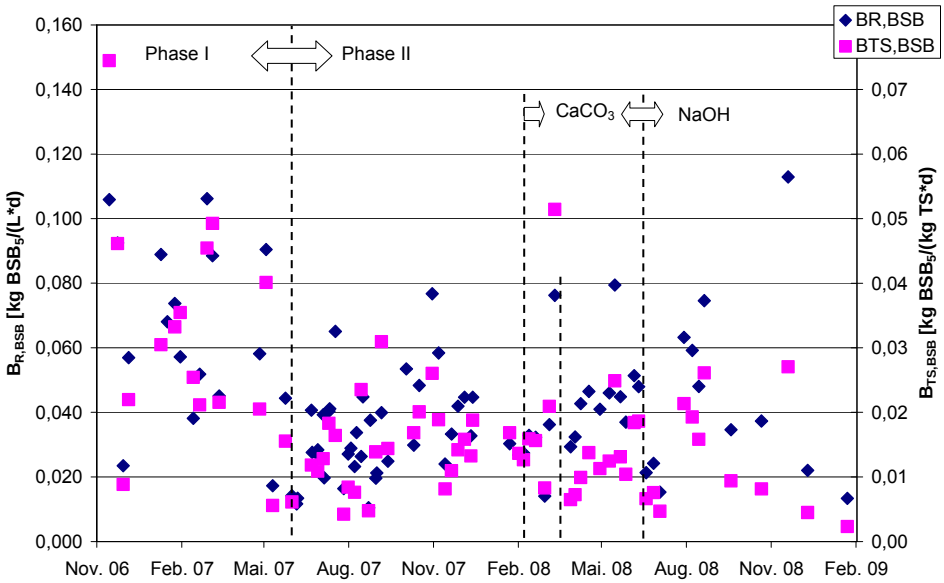


Abbildung 34: $B_{TS,BSB}$ und $B_{R,BSB}$ im SB-Reaktor des Versuchsstandes über den Betrachtungszeitraum

Im Gegensatz zu den biologisch abbaubaren organischen Verbindungen wurden erst nach einer rd. 4-monatigen Betriebsphase niedrige Stickstoff-Konzentration im Ablauf des SBRs erzielt (Abbildung 35). Eine pH-Wert Anpassung, z.B. durch Laugendosierung erfolgte in dieser Untersuchungsphase nicht. Dementsprechend unterlag der pH-Wert in der biologischen Stufe starken Schwankungen (Tabelle 26), da erwartungsgemäß die Säurekapazität des Zulaufs (20,1 mmol/L) durch die Stoffwechseltätigkeit der Nitrifikanten vollständig aufgebraucht wurde. Dennoch wurde in den letzten 2-3 Monaten der Phase I eine nahezu vollständige Nitrifikation (TKN-Elimination = 95 %) wie auch Denitrifikation (NO_3-N-

Reduktion = 88 %) beobachtet. Infolge der nun ablaufenden Denitrifikation wurde die Alkalität des Belebtschlamms und damit der pH-Wert im SB-Reaktor angehoben, bei jedoch nach wie vor starken Schwankungen. PH-Werte > 7,0 wurden auch in dieser Phase nicht registriert.

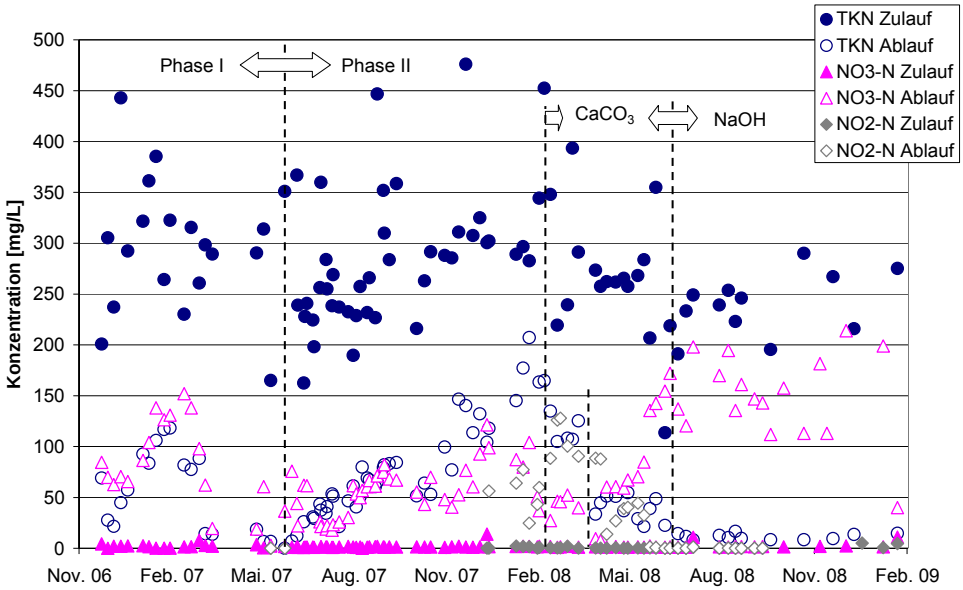


Abbildung 35: TKN, NO_3-N und NO_2-N Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf des SW-Versuchsstandes im Betrachtungszeitraum (Nov. 2006 - Jan. 2009)

Die dargestellte Reaktion des Belebschlammsystems weicht von der allgemein dokumentierten Lehrmeinung zur Störung der Nitrifikanten durch niedrige pH-Werte ab (u.a. Mudrack und Kunst, 2003; Bever et al., 2002 etc.). Beobachtungen in Belebungsbecken mit geringer Säurekapazität zeigen jedoch, dass eine Adaption des Belebtschlamms an niedrige pH-Werte stattfinden kann (u.a. Teichgräber, 1991; Novak, 1996; Tarre and Gieseke, 2005). Novak (1996) äußert sogar die Vermutung, dass sich Ammoniumoxidierer hinsichtlich des pH-Werts soweit auf die Umweltbedingungen einstellen können, dass eine Erhöhung in den vermeintlich optimalen Bereich (7,5-8,5) keine wesentliche Verbesserung der Nitrifikationsleistung mit sich bringt. Die Analyse von Teichgräber (1988) zeigt, dass die entscheidende Störung der Nitrifikation bei niedrigeren pH-Werten (6-7) nicht vorrangig auf einer Hemmung der Nitrifikanten beruht, sondern auf einer Schädigung der Flockenstruktur durch Auslösung von Calcium. Folglich ist mit einer erhöhten Schwebstoffkonzentration im Ablauf der Nachklärung zu rechnen, was zum Erliegen der Nitrifikation führen kann, falls das Schlammalter infolge des Abtriebs der Biomasse unter das Mindestschlammalter der Nitrifikanten fällt.

Der Schlammindex (ISV) im SB-Reaktor lag mit Ausnahme der ersten 4 Versuchswochen im Bereich von 100 mL/g. Am Ende der Phase I wurden Werte zwischen 70-80 mL/g bestimmt. Ein Feststoffabtrieb konnte nicht beobachtet werden. Eine schädigende Wirkung der teilweise sehr niedrigen pH-Werte auf die Absetzeigenschaften des Belebtschlamms – wie in oben zitierten Literaturquellen artikuliert - konnte folglich nicht registriert/bestätigt werden.

Ebenso ist die hohe Denitrifikationsleistung am Ende der Phase I bemerkenswert. Stöchiometrisch betrachtet sind für die Elimination von einem kg Nitrat-Stickstoff 2,86 kg leicht abbaubare C-Verbindungen erforderlich. Im Roh-SW wurde eine BSB_5/TKN-Verhältnis

von 1,6 : 1 ermittelt. D.h. es besteht eine Limitierung bzgl. der leicht abbaubaren C-Verbindungen für die Denitrifikation. Die dennoch erzielte erhöhte Nitrat-Reduktion könnte auf eine verbesserte Hydrolyse der organischen, partikulären Kohlenstoffverbindungen im SBR zurückgeführt werden, die durch die mechanische Zerkleinerung der Feststoffe im Vorlagebehälter mittels Schneidradpumpe sowie die langen Kontaktzeiten im SBR begünstigt wurde. Hierdurch konnten ggf. genügend leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen zur Verfügung gestellt werden.

Tabelle 26: Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert im SB-Reaktor des SW-Versuchsstandes Min- bzw. Maximalwerte in Abhängigkeit der Versuchsphase

Parameter	Einheit	Phase I	Phase II.i	Phase II.ii	Phase II.iii
T	[°C]	15,2 - 23,3	14,4 - 23,6	13,1 - 22,2	12,9 - 23,8
LF	[ms/cm]	0,83 - 2,08	2,37 - 2,51	1,26 - 2,39	1,77 - 2,45
pH-Wert	[-]	3,5 - 7,0	3,0 -8,0	4,2 - 7,6	6,6 - 7,2

Mit Inbetriebnahme der mechanischen Reinigung (Juni 2007) wurden die Bedingungen für eine biologische Behandlung von SW nachhaltig verschlechtert, da im Verhältnis zum Stickstoff der leicht abbaubare Kohlenstoff (BSB_5) stärker in der mechanischen Stufe zurückgehalten wurde. Die Folge war, dass die Dentrifikation eingeschränkt wurde und die Säurekapazität, die durch die Nitrifikation verloren ging, nicht zurück gewonnen werden konnte. Hieraus resultierte eine weitere Absenkung des pH-Werts im SBR auf Werte konstant < 6, wodurch die Nitrifikanten insgesamt gehemmt wurden. Da zusätzlich ab pH-Werten < 6,0 eine Verschiebung des Dissoziationsgleichgewichtes Nitrit – salpetrige Säure (NO_2-N/HNO_2) in Richtung der HNO_2 erfolgt, wurden selektiv die Nitritoxidierer (Nitrobacter) im SW Belebtschlammsystem infolge Substratüberschuss gehemmt (Anthonisen et al., 1976; Abeling, 1994). Die Stickstoffoxidation kam auf der Nitrit-Stufe zum Erliegen und in der Folgezeit reicherte sich NO_2-N im SB-Reaktor an.

Die Störung des Zusammenwirkens der Ammonium- und der Nitritoxidation bewirkte eine weitgehende Inaktivierung der gesamten Nitrifikantenpopulation mit nahezu linear ansteigenden TKN-Ablaufkonzentrationen sowie zeitversetzt einer Hemmung der Kohlenstoffelimination und steigenden Ablaufkonzentration der organischen Verbindungen, insbesondere des CSB.

Neben den offensichtlichen Reinigungsdefiziten hinsichtlich der Kohlenstoff- und Stickstoffparameter, wurde zusätzlich eine Erhöhung der Trübung im Ablauf festgestellt. Der Schlammindex verminderte sich auf 30 mL/g. Schließlich setzte Schlammabtrieb ein (TS_{AB} > 60 mg/L), infolge dessen der Belebtschlammgehalt im SB-Reaktor innerhalb von 12 Wochen von 3,6 auf 2,0 g/L absank und die Stickstoff- wie auch Kohlenstoffelimination nahezu vollständig zum Erliegen kam.

Entscheidend verantwortlich für die Verschiebung des pH-Wertes in der Abwasserreinigung ist das Gleichgewichtssystem der Kohlensäure mit seinen Bestandteilen Kohlenstoffdioxid, Hydrogencarbonationen und Carbonationen. Das bedeutendste System im aquatischen Milieu stellt das Kalk-Kohlesäure-Gleichgewicht (KKG) dar (Schönherr et al., 2007). Ein Maß für das Puffervermögen eines Wassers gegenüber einer Zugabe von Säuren ist die

Säurekapazität ($SK_{4,3}$). Diese gibt an, welche Menge an Säure einem Wasser zugegeben werden muss, bis sich pH 4,3 einstellt. In der anschließenden Versuchsphase (ab 02/2007) erfolgte daher die Stützung der Säurekapazität mit dem Ziel die Nitrifikation zu stabilisieren.

Zur Einstellung der Säurekapazität wurde kristallines Calciumcarbonat mit Magnesiumoxid ($CaCO_3 \cdot MgO$) verwendet, welches in den Reaktor eingebracht wurde. Die Säurekapazität bildet sich dabei durch die Bindung der freien überschüssigen (kalkaggressiven) Kohlensäure.

Das System reagierte innerhalb von 1-2 Tagen auf die Dolomitzugabe. Die Kohlenstoffelimination wie auch die Nitrifikation wurden deutlich gesteigert. Die Oxidation von NH_4-N über NO_2-N zu NO_3-N lief allerdings auch in dieser Phase nicht vollständig ab, sodass nach wie vor sehr hohe NO_2-N-Gehalte (90 mg/L) im Belebtschlamm messbar waren. In der 12. KW 2008 musste daher der SW-Versuchsstand mit Belebtschlamm der ZKA-KL neu angeimpft werden. Um sofort eine gute Reinigungsleistung sicher zu stellen, wurden 700 L des nitrifizierenden Belebtschlamms ($TS_{R,min}$ = 5,0 g/L) in den SB-Reaktor eingebracht, sodass sofort ausreichend Biomasse zur Verfügung stand.

Bis Mitte 06/2007 wurde der SW-Versuchsreaktor mittels Zugabe von Calcium-Magnesiumcarbonat betrieben. Die Zugabe erfolgte in Abhängigkeit des pH-Wertes sowie der Säurekapazität im Ablauf des SBRs händisch direkt in den Reaktor.

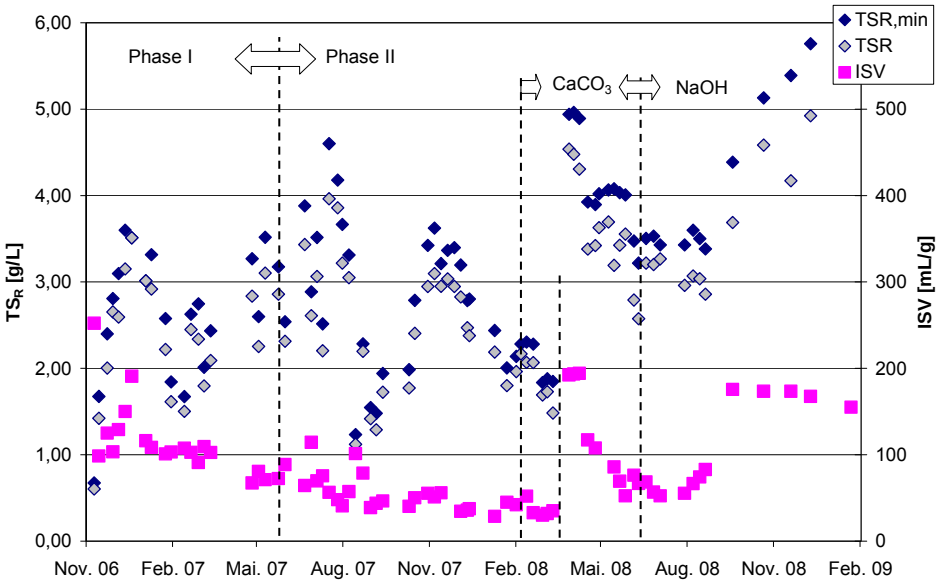


Abbildung 36: Verlauf des TS-Gehaltes und ISV im SB-Reaktor über den Betrachtungszeitraum

Die im Ablauf der Versuchsanlage für diesen Betrachtungszeitraum verbliebene Säurekapazität betrug im Median 0,60 mmol/L. Die erzielte Alkalinität des Wassers reichte folglich in seiner Wirkung als pH-Puffer nicht aus, sodass auch in dieser Versuchsphase starke pH-Wert Schwankungen im SBR registriert wurden. Eine konstant hohe Säurekapazität und damit verbunden eine Stützung der Nitrifikation konnte mit der einfachen Calcium-Magnesiumcarbonat-Dosierung nicht erreicht werden.

Die erzielten Ergebnisse lassen allerdings den Schluss zu, dass das Calcium-Magnesiumcarbonat zum Ausgleich des KKG reagierte und durch Verbesserung der Milieubedingungen für die Nitrifikanten die Oxidation des NH_4-N in SW ermöglichen kann. Ebenso geht mit der der Erhöhung der Säurekapazität deutlich verbesserte Absetzeigenschaft des Belebtschlamms einher (vgl. Abbildung 36).

Nach einer Einfahrphase von nur 4 Wochen wurden ferner konstant niedrige BSB_5-Konzentrationen (3,0 mg/L) sowie eine stabile Nitrifikation mit TKN-Konzentrationen im Ablauf des SBRs von 34,0 mg/L beobachtet, was einem Wirkungsrad von 86 % entspricht. Der Ablauf-CSB betrug bei Vernachlässigung der o.g. Einfahrphase im Median 113 mg/L, welcher vollständig gelöst vorlag.

Infolge der einfachen Versuchsdurchführung konnten keine Basisdaten, wie z.B. Verbrauch an Calcium-Magnesiumcarbonat, ausgewertet und somit das KKG nicht effektiv kontrolliert bzw. eingestellt werden. Aus diesem Grund erfolgte ab Mitte 06/2007 die Umstellung des Betriebes auf eine Natronlaugen-Dosierung (NaoH) zur Anpassung des pH-Wertes.

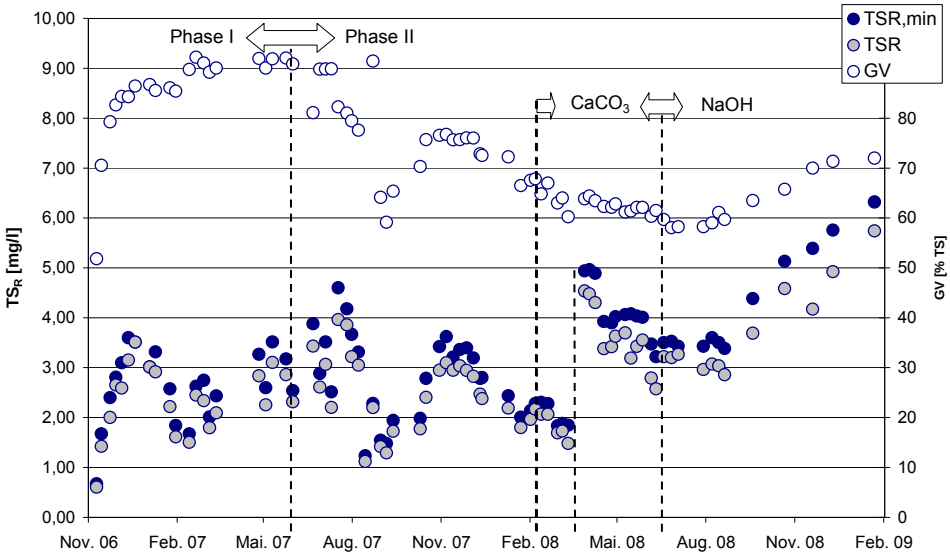


Abbildung 37: TS-Gehalt und GV im SW-Versuchsreaktor über den Betrachtungszeitraum

Seit Inbetriebnahme der NaOH-Dosierung konnte eine stabile Kohlenstoffelimination bei konstant niedrigen BSB_5- (< 3,0 mg/L) bzw. CSB-Konzentrationen (72,0 mg/L) sowie eine stabile Nitrifikation bei hohen Eliminationsleistungen (95% bzw. 11,0 mg/L) sichergestellt werden. Gegenüber dem Betrieb mit Dolomit konnte folglich die Kohlenstoffelimination wie auch die Nitrifikation deutlich gesteigert werden. Ein Vergleich der Wirksamkeit der beiden Methoden zur Stabilisierung der Nitrifikation für das Belebtschlammsystem zur biologischen Behandlung von SW ist allerdings nicht möglich. Es sollten daher weitere Untersuchungen zur Überprüfung dieses Aspektes erfolgen.

Technikum

Die Inbetriebnahme des SW-MBRs erfolgte in der 4. KW 2007. Der Belebtschlamm zum Animpfen der Technikumsanlage wurde dem SW-Versuchsstand der ZKA-KL entnommen. In

der nachfolgenden Einfahrphase wurden die Betriebseinstellungen solange variiert, bis stabile Verhältnisse und niedrige Ablaufwerte erreicht wurden. Parallel wurden die Ozonierung sowie die UV-Anlage in Betrieb genommen. Dieser Einfahrbetrieb wird daher bei der nachfolgenden Diskussion der Reinigungsleistung der Technikumsanlage nicht berücksichtigt und Ablaufganglinien, Wirkungsgrade etc. sind erst ab dem 15. April 2007 dargestellt.

Eine Zusammenstellung der erzielten Wasserqualität, der Wirkungsgrade der einzelnen Verfahrensstufen sowie der erreichte Gesamtwirkungsgrad für die Parameter CSB, TOC, N_{ges} und P_{ges} zur Aufbereitung von SW ist der Tabelle 27 zu entnehmen. Die Abbildung 39 stellt die Konzentrationsprofile für Zu- und Ablauf der einzelnen Verfahrensstufen über den Beobachtungszeitraum dar. Die Abbildungen 40 und 41 illustrieren die Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf des MBRs zur Schwarzwasseraufbereitung bzgl. der Parameter CSB und BSB_5 bzw. TKN und NO_3-N. Die Tabelle 28 gibt die allgemeinen Betriebsparameter, wie z.B. Temperatur und pH-Wert über den Verlauf der einzelnen Verfahrensstufen wieder.

Es ist anzumerken, dass sich die nachfolgenden Ausführungen zum Wirkungsgrad der SW-Technikumsanlage auf den Zulauf der biologischen Behandlungsstufe beziehen, d.h. also auf das mechanisch vorbehandelte Schwarzwasser. Der Wirkungsgrad der mechanischen Vorreinigung wurde bereits in Kapitel 4.1.2.1 diskutiert.

Tabelle 27: Zusammenfassung der erzielten SW-Qualität und Wirkungsgrade im Ablauf der einzelnen Verfahrensstufen der Technikumanlage als Medianwerte (April-Oktober 2007), Werte in Klammern = Anzahl der Messwerte

Parameter		MBR	OZ	UV
CSB	Konzentration [mg/L]	123 (47)	28,1 (42)	25,1 (28)
	Wirkungsgrad [%]	82,2	96,1	96,6
TOC	Konzentration [mg/L]	43,8 (48)	15,0 (36)	13,5 (34)
	Wirkungsgrad [%]	85,5	95,6	95,8
N_{ges} [1)]	Konzentration [mg/L]	126 (27)	137 (19)	139 (16)
	Wirkungsgrad [%]	54,7	46,6	46,7
P_{ges}	Konzentration [mg/L]	29,0 (48)	30,0 (37)	30,0 (31)
	Wirkungsgrad [%]	0	- 8,3	- 7,2

1) bezogen auf Zeitraum der NaOH-Dosierung (Mitte Juni 2007 - September 2007)

Der Schwarzwasser-MBR wurde überwiegend auf einen mittleren Belastungsbereich von 0,020 kg BSB_5/(kg TS·d) eingestellt, aber auch zeitweise in einem extrem schwach belasteten Bereich mit einer Schlammbelastung < 0,010 kg BSB_5/(kg TS·d) gehalten. Veränderungen der Schlammbelastung in diesem Belastungsbereich zeigten erwartungsgemäß keine signifikanten Effekte auf die Reinigungsleistung der biologischen Stufe. Die CSB-Ablaufwerte waren meist sehr hoch und lagen im Median bei 123 g/L. Im Gegensatz dazu war die BSB_5-Eliminationsleitung mit > 99 % sehr hoch (Ergebnisse nicht dargestellt). Die hydraulische Verweilzeit im biologischen Reaktor betrug rd. 2 d. Der CSB lag vollständig gelöst vor (Abbildung 38). Es handelt sich bei den gemessenen CSB-Ablaufkonzentrationen somit im Wesentlichen um gelösten, inerten CSB, der zum Teil

bereits im Zulauf enthalten war und einer biologischen Behandlung im Rahmen üblicher Verweilzeiten im biologischen Reaktor nicht zugänglich ist. Ein geringerer Anteil, bei kommunalem Abwasser wird von 10 % des über 0,1 µm membranfiltrierten Ablauf-CSB ausgegangen, wird während des biologischen Behandlungsprozesses, z.B. infolge Zerfallsprozesse gebildet (Roeleveld und Kruit, 1998). Durch Differenzenbildung lässt sich somit der Anteil an inertem CSB im SW-Zulauf zu 111 mg/L abschätzen. .

Dennoch konnte im Schwarzwasserprozess eine gute Reinigungsleistung bezüglich der organischen Verbindungen erzielt werden. Diese wurde im Wesentlichen durch die Ozonierung in Kombination mit der UV-Bestrahlung sichergestellt. Der Gesamtwirkungsgrad bzgl. CSB betrug im Median 97 %, bei einer Ablaufkonzentration von 25,1 mg/L. Folglich wurde durch die Verfahrenskombination Ozon/UV rd. 14 % des dem MBR zufliesenden CSB eliminiert.

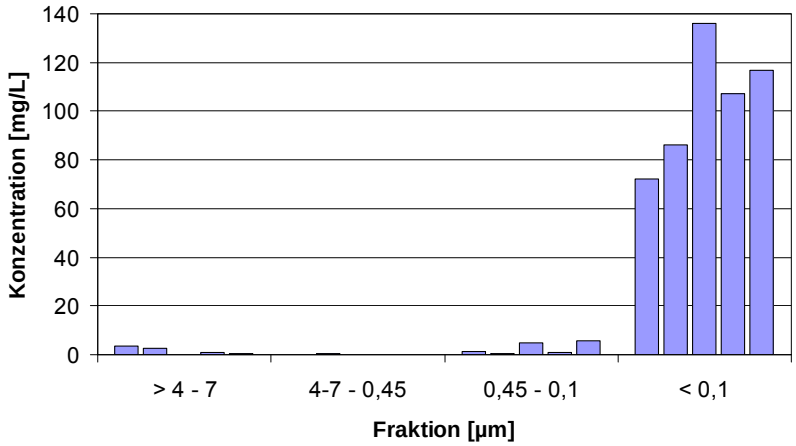


Abbildung 38: Ergebnisse von Filtrationsversuchen des Permeates des SW-MBRs der Technikumsphase. Darstellung als Differenz-CSB des Filtrats zum vorhergehenden Filtrationsschritt (n = 5)

Der MBR wurde bis Mitte Juni 2007 ohne pH-Wert Anpassung betrieben. Aufgrund der Stoffwechseltätigkeit der Nitrifikanten und dem resultierenden pH-Wert Abfall im MBR auf Werte < 6 lag der Wirkungsgrad der biologischen Behandlungsstufe bezogen auf den TKN in den ersten Monaten des Betrachtungszeitraums lediglich bei 79 % (TKN = 64 mg/L). Das Oxidationsvermögen von Ozon gegenüber NH_4-N ist gering bzw. vernachlässigbar, sodass nach dem MBR keine weitere NH_4-N Oxidation stattfand (vgl. Abbildung 39a). Eine effektive Denitrifikation im MBR und folglich Stickstoffelimination im Gesamtsystem konnte aufgrund des ungünstigen BSB_5/TKN-Verhältnisses im SW-Zulauf nicht erreicht werden. Die Eliminationsleistung der SW-Aufbereitung bzgl. des N_{ges} lag folglich in dieser Phase lediglich bei 44 %.

Tabelle 28: Betriebparameter der Technikumanlage als Medianwerte, Minimal- und Maximalwerte (April-Oktober 2007)

Parameter	Einheit	MBR		OZ		UV	
		Median	Min-Max	Median	Min-Max	Median	Min-Max
T	[°C]	27,7	22,7 - 34,4	33,5	23,1 - 32,6	33,7	29,9 - 39,7
LF	[ms/cm]	1,56	0,98 – 2,33	1,68	1,17 – 2,16	1,69	1,13 – 2,20
pH-Wert [1)]	[-]	7,5	7,3 - 7,8	4,0	3,0 – 6,6	3,8	3,0 – 4,8

1) mit NaoH-Dosierung (Mitte Juni 2007 - September 2007)

Um die Nitrifikation der SW-Technikumanlage nachhaltig zu verbessern, wurde im Rahmen des Versuchsbetriebes eine Natronlaugen-Dosierung (NaOH) zur Regelung des pH-Wertes im MBR installiert und Mitte Juni 2007 in Betrieb genommen. Der pH konnte somit auf Werte > 7,3 eingestellt werden. Durch die verbesserten Randbedingungen erfolgte eine Steigerung der TKN-Eliminationsleistung auf 93% (Mitte Juni 2007 - September 2007), sodass im Ablauf des MBRs TKN-Konzentrationen im Median von 12,5 mg/L erzielt wurden. Durch weitere Anpassungen des internen Rezirkulationsverhältnisses konnte gegenüber dem Betrieb ohne pH-Anpassung zusätzlich die Stickstoffelimination der biologischen Behandlungsstufe auf 52 % gesteigert werden.

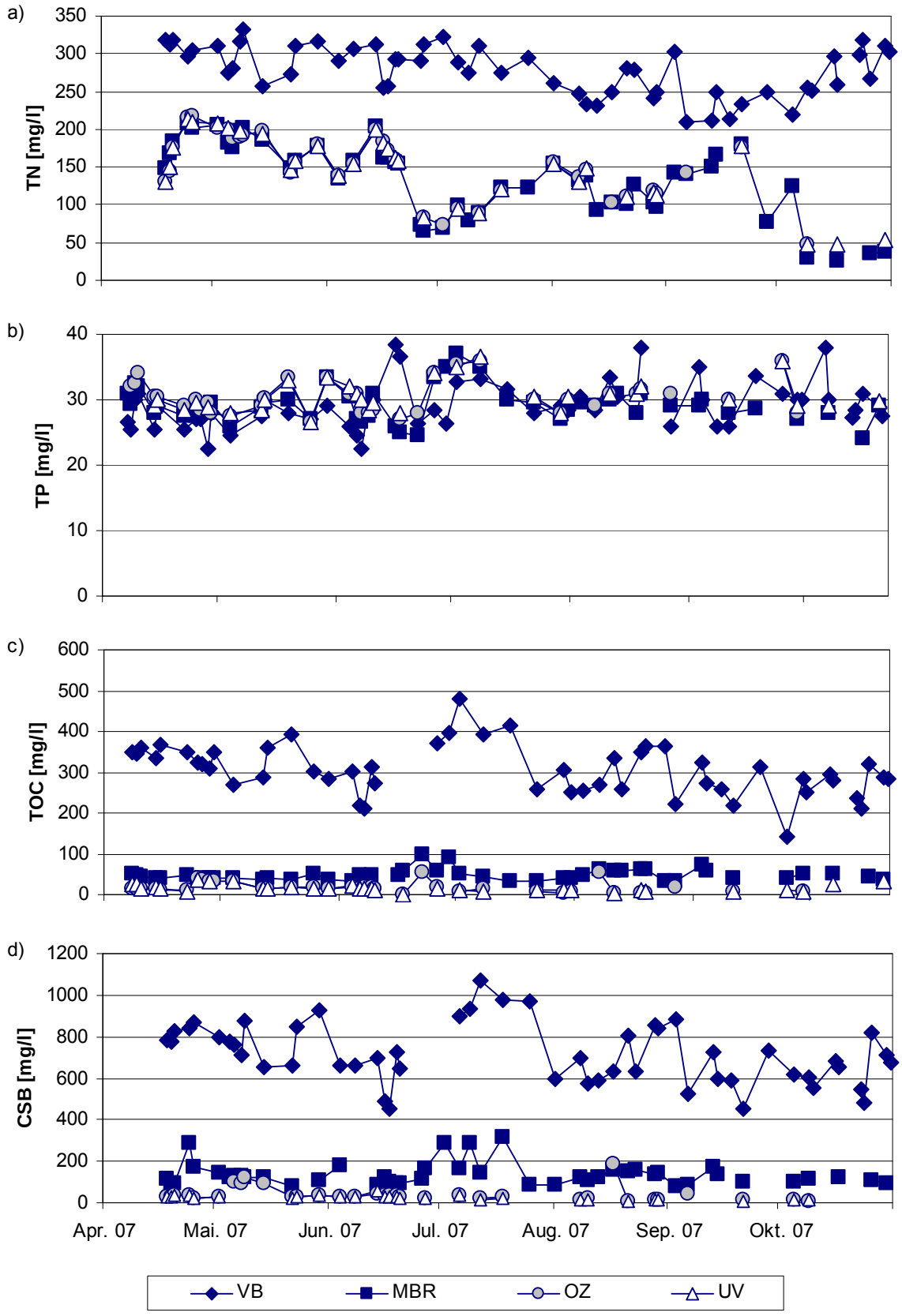


Abbildung 39: Konzentrationsprofile der SW-Technikumanlage für die Parameter CSB, TOC, N_{ges} und P_{ges}

Eine nahezu vollständige Stickstoffelimination wurde schließlich durch die Integration einer externen Kohlenstoffzugabe in Form von Essigsäure (CH_3COOH) gewährleistet. Diese wurde in den letzten vier Versuchswochen der Technikumphase (Oktober 2007) betrieben. Erwartungsgemäß stellten sich schnell niedrige Stickstoffkonzentrationen ein, sodass die N_{ges}-Ablaufwerte des MBRs auf 36,5 mg/L reduziert werden konnten und der Wirkungsgrad der Schwarzwasseraufbereitungsanlage auf 82 % gesteigert wurde.

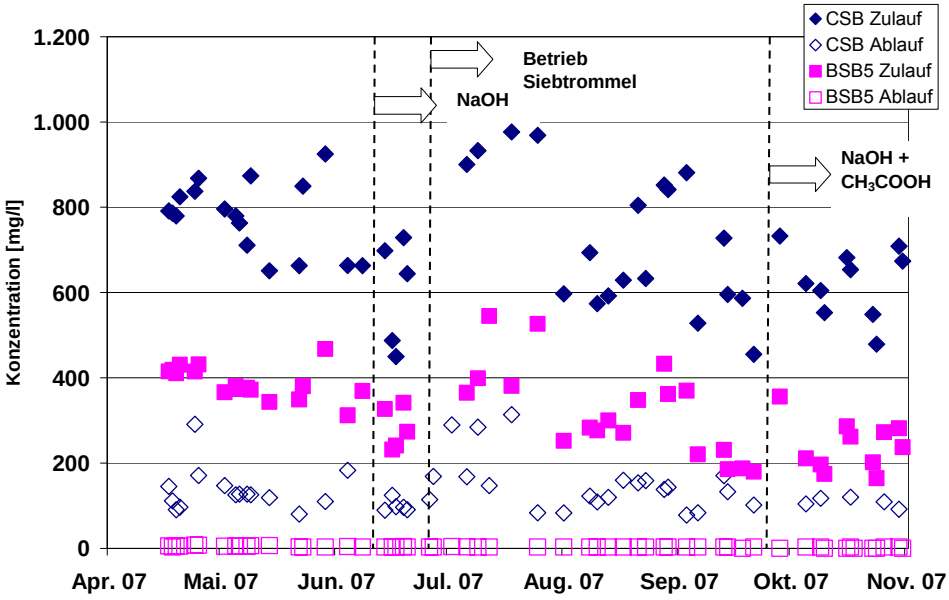


Abbildung 40: Konzentrationsprofile des SW-MBRs der Technikumanlage für die Parameter CSB und BSB_5

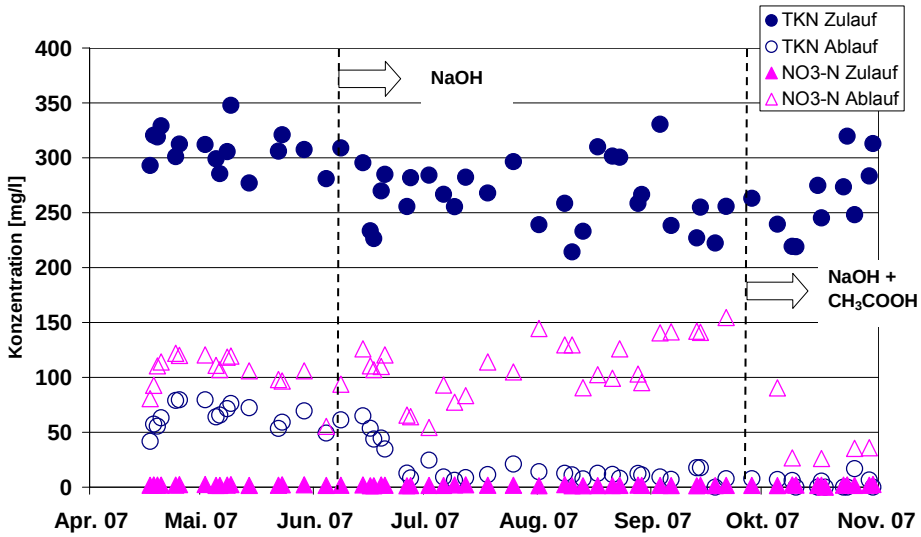


Abbildung 41: Konzentrationsprofile des SW-MBRs der Technikumanlage für die Parameter TKN und NO_3-N

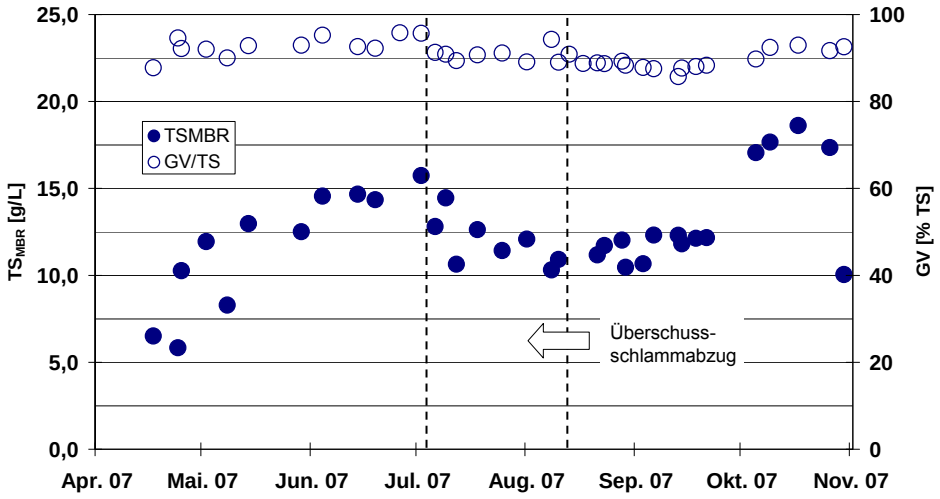


Abbildung 42: TS-Verlauf und GV im MBR der Technikumanlage über den Betrachtungszeitraum

Da die Schwarzwasseraufbereitung ohne weitergehende Phosphorelimination betrieben wurde, sollte die Bioassimilation im MBR den wesentlichen P-Eliminationsmechanismus der SW-Aufbereitung darstellen. Die Phosphorinkorporation in die Biomasse kann nach ATV-DVWK (2000) mit 0,01 mg P pro mg BSB_5 angesetzt werden. Dies einspricht umgerechnet 3,4 mg/L P, die durch Zellaufbau benötigt werden. Die im MBR über den Betrachtungszeitraum gemessene P-Zulaufkonzentration lag bei 28,8 mg/L. Die gemessene Ablaufkonzentration bei 29,0 mg/L. Die Eliminationsrate lag folglich bei 0 %. Im Ablauf der UV-Desinfektion wurde im Betrachtungszeitraum 30,0 mg/L gemessen. Der Gesamtwirkungsgrad bzgl. des Phosphors ist folglich vernachlässigbar. Hier sollten weitere Untersuchungen zur Überprüfung dieses Aspektes erfolgen.

Pilotanlage

Die Schwarzwasseranlage (mechanische Vorabscheidung und Membran-Bio-Reaktor) wurde in der 24. KW 2008 in Betrieb genommen. Der Belebtschlamm zum Animpfen des MBRs wurde dem Versuchstand der ZKA-KL entnommen. Um den pH-Wert im MBR auf Werte zwischen 7-8 einzustellen und somit ideale Milieubedingungen für die Nitrifikation zu schaffen, wurde ab der 27. KW 2008 Natronlauge (NaOH) in den MBR dosiert. Die Inbetriebnahme der Ozonierung bzw. UV-Anlage erfolgten in der 30. KW 2008. Ab der 47. KW erfolgte die Rückspeisung des aufbereiteten SWs in das Gebäude D des FhI UMSICHT, wo das Wasser zur Spülung der Toiletten und Urinale verwendet wurde.

Eine Zusammenstellung der erzielten Wasserqualität, der Wirkungsgrade der einzelnen Verfahrensstufen sowie der erreichte Gesamtwirkungsgrad für die Parameter CSB, TOC, N_{ges} und P_{ges} der SW-Pilotanlage zur Aufbereitung des SWs ab NaOH-Dosierung bis zum Beginn der Kreislaufschließung ist der Tabelle 29 zu entnehmen. Die Abbildung 44 stellt die Konzentrationsprofile für Zu- und Ablauf der einzelnen Verfahrensstufen über den gesamten

Betrachtungszeitraum der Pilotanlage dar. Die gestrichelte Linie kennzeichnet dabei die Inbetriebnahme des Recyclingbetriebes.

Tabelle 29: Zusammenfassung der erzielten SW-Qualität und Wirkungsgrade im Ablauf der einzelnen Verfahrensstufen der Pilotanlage als Medianwerte nach Inbetriebnahme der NaOH-Dosierung bis zur Inbetriebnahme der Rückspeisung in das Gebäude D (Mitte Juni - Mitte November 2008, Wert in Klammern = Anzahl der Messwerte)

Parameter		MBR	OZ	UV
CSB	Konzentration [mg/L]	70,1 (22)	32,5 (13)	23,2 (4)
	Wirkungsgrad [%]	88,2	94,4	95,8
TOC	Konzentration [mg/L]	25,4 (18)	14,0 (10)	9,4 (4)
	Wirkungsgrad [%]	87,9	94,6	95,9
N_{ges}	Konzentration [mg/L]	96,5 (19)	97,0 (10)	92,3 (4)
	Wirkungsgrad [%]	39,2	32,7	24,2
P_{ges}	Konzentration [mg/L]	20,0 (22)	20,1 (13)	17,2 (3)
	Wirkungsgrad [%]	12,6	18,2	31,5

Der Gesamtwirkungsgrad der SW-Pilotanlage bzgl. des CSB bis Inbetriebnahme der Rückspeisung betrug 96 %, wobei bereits 88 % im MBR eliminiert wurden. Im Gegensatz zum untersuchten SW der Technikumsphase in Kaiserslautern liegen somit geringere Anteile an gelöst, inertem CSB im Ablauf des SW-MBRs vor. Dies ist vermutlich auf das Nutzerverhalten im Bürogebäude des FhI Umsicht zurück zu führen. Da das SW wenige Fäkalien enthilet (vgl 4.2) wird vermutet, dass die Defekation am Standort Oberhausen in der Regel nicht während der Arbeitszeit, sondern im häuslichen Umfeld stattfand. Der Wirkungsgrad des MBRs bzgl. des BSB_5 betrug ebenso wie in der Technikumsphase in Kaiserslautern > 99%.

Tabelle 30: Betriebparameter der Pilotanlage als Medianwerte, Minimal- und Maximalwerte (Juni-Oktober 2008) bis Inbetriebnahme der Rückspeisung

Parameter	Einheit	MBR		OZ		UV	
		Median	Min-Max	Median	Min-Max	Median	Min-Max
T	[°C]	24,8	18,5 - 34,1	23,7	19,3-38,9	27,2	25,2-29,1
LF	[ms/cm]	1,70	0,64 - 2,70	1,73	0,65 - 2,71	1,70	0,72 - 1,88
pH-Wert [1)]	[-]	7,0	5,8 - 8,7	6,9	4,8 - 8,7	7,0	6,7 - 7,2

1) mit NaoH-Dosierung

Eine vollständige Stickstoffelimination konnte auch hier auf Grund des BSB_5/TKN-Verhältnisses im SW nicht erreicht werden. Lediglich 66 % des durch die Oxidation des TKN gebildeten NO_3-N wurde reduziert. Der Wirkungsgrad des MBRs bzgl. N_{ges} lag folglich im Beobachtungszeitraum lediglich bei 39 %, wohingegen die Nitrifikation nahe zu vollständig ablief (95 %).

Phosphor wurde durch die Verfahrenstechnik von 24,1 mg/L auf 17,2 mg/L im Ablauf der Pilotanlage reduziert, was einem Wirkungsgrad von 32 % entspricht. Dieser rechnerisch hohe Wirkungsgrad der Gesamtanlage ist allerdings der geringen Probenzahl die im Ablauf der UV-Anlage genommen wurde geschuldet. Der Wirkungsgrad des SW-MBRs betrug 13 %, was in etwa dem durch die Biomasse assimilierten Anteil am Zulauf entspricht.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Reinigungsleistung der Pilotanlage **vor** Rückspeisung des aufbereiteten Wassers in das Gebäude D vergleichbar ist mit den Ergebnissen, die in Kaiserslautern erzielten wurden. Auf eine detaillierte Betrachtung der Ergebnisse **vor** Inbetriebnahme des Recyclingbetriebes wird daher verzichtet. Es sei lediglich auf die zeitweise sehr hohen Temperaturen im MBR hingewiesen. Diese betrugen zum Teil mehr als 30 °C. Dies kann unter Umständen eine Nitritanreicherung zur Folge haben, da ab Temperaturen > 30 °C die Ammoniumoxidierer (Nitrosomonas) einen Wachstumsvorteil gegenüber den Nitritoxidierer (Nitrobactern) haben, wodurch die Nitritoxidation zum limitierenden Schritt der Nitrifikation wird.

Ab der 47. KW 2008 wurde das aufbereitete SW zur Toilettenspülung des Gebäude D wiederverwendet. Bis einschließlich der 50. KW 2008 wurde die SW-Anlage mit einer nahezu 100 %-igen Recyclingquote betrieben. Zur Überbrückung der Weihnachtsferien, in denen Betriebsruhe am FhI herrschte, wurde der Anlagenbetrieb ab der 51. KW 2008 auf rd. 250 L/d (minimaler Durchsatz) gedrosselt. Somit konnte diese Phase, in der kein SW-Zufluss bevorstand (Abbildung 45), bei gleichzeitig vollgefüllten Vorlagebehältern ohne negative Auswirkungen auf die Biomasse überbrückt werden.

SW beinhaltet neben enormen Frachten an Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor eine Vielzahl anderer Nährsalze -als Nährsalz bezeichnet man in der Biologie einen anorganischen, energiearmen Stoff der für Produzenten nötig ist, um daraus eigene Biomasse aufzubauen-, welche der menschliche Körper hauptsächlich über Urin, aber auch über Fäzes ausscheidet. Ein Überblick über die im Urin enthaltenen Nährsalze ist u.a. in Udert et al. (2003) gegeben. Kalium, Natrium und Chlorid sind dabei neben den oben genannten die wesentlichsten.

Bei der Wiederverwendung von aufbereitetem SW ist ohne gezielte Entsalzung folglich mit einer Aufkonzentrierung der gelösten Salze zu rechnen. Um den Verlauf und Höhe der Aufsalzung neben den im Rahmen des Projektes beobachteten Nährstoffen Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor zu beobachten, wurde die Leitfähigkeit im Wasserkreislauf bestimmt.

Wie Abbildung 43 entnommen werden kann, wurde bereits nach wenigen Wochen Recyclingbetrieb eine deutliche Salzanreicherung im SW-System beobachtet. Nach ca. 4 Wochen hatte sich die LF im MBR von ca. 2 auf ca. 4 mS/cm verdoppelt.

Infolge des gedrosselten Anlagendurchsatzes über die Weihnachtsferien (s.o.), konnte vermutlich in der letzten Arbeitswoche des Jahres 2008 nicht ausreichend aufbereitetes SW zur Versorgung der Toiletten und Urinale des Institutsgebäudes zur Verfügung gestellt werden. Die erforderliche Spülwassermenge wurde daher über einen Zeitraum von ca. 2-3 Tagen durch die automatische Trinkwassernachspeisung in den institutseigenen Bevorratungsbehälter sichergestellt. Dies führte zu einer Verdünnung des aufbereiteten Toilettenspülwassers, sodass nach Wiederaufnahme des Recyclingbetriebes in der 2. KW 2009 zunächst geringere Salzgehalte im System bestimmt wurden, bevor diese wieder

nahezu linear anstiegen. Am Ende des Betrachtungszeitraums betrug die LF im Permeat des MBR 4,5 mS/cm, was etwa einem Viertel derjenigen von reinem Urin entspricht.

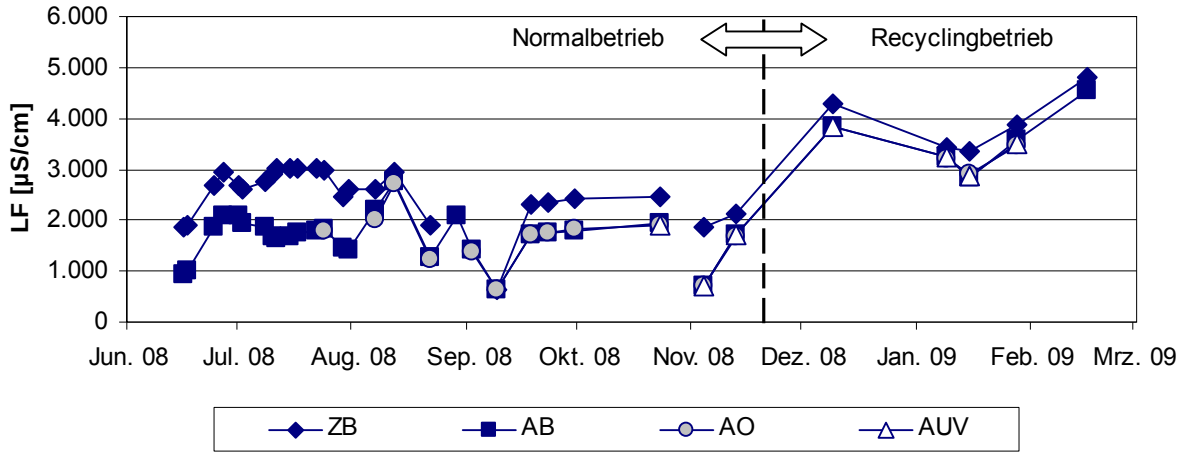


Abbildung 43: Konzentrationsprofile der SW-Pilotanlage für den Parameter LF

Diese ernorme Aufsalzung ist im Wesentlichen auf zwei Faktoren zurück zu führen. Zum Einen erfolgt keine vollständige Nährstoffelimination im SW-System. Andererseits wurde die SW-Pilotanlage über den gesamten Betrachtungszeitraum ohne Überschussschlammabzug betrieben, sodass keine Entnahme der Salze über diesen Weg erfolgte. Die Eliminationsmechanismen anderer im SW enthaltener Salze wurden nicht näher betrachtet.

Eine ähnliche Tendenz ist folglich für die Parameter N_{ges} und P_{ges} zu beobachten. Die Nitrifikation im MBR, hier ausgedrückt als TKN-Elimination, lief in den Wochen des Recyclingbetriebes nach wie vor vollständig ab (95 %). Allerdings reicherte sich Nitrat-Stickstoff im System an, sodass bereits nach 2 Monaten Recyclingbetrieb die Stickstoff-Ablaufkonzentration die Zulaufkonzentrationen überschritten.

Die Phosphorkonzentrationen zeigten zu Beginn des Recyclingbetriebes eine ansteigende Tendenz. Die beiden letzten Messungen lassen keine weitere Akkumulation erkennen, trotz stetigem SW-Zulauf. Da wie oben bereits erwähnt kein Phosphor über die Biomasse (Überschussschlammabzug) aus dem System entfernt wurde ist unklar, wo der Phosphor in den beiden letzten Beobachtungsmonaten gebunden wurde.

Eine Anreicherung organischer Substanzen im System konnte nicht beobachtet werden, da diese durch die Verfahrenskombination Ozon/UV nahezu vollständig eliminiert wurden. Die Ablaufkonzentrationen des CSB bzw. TOC lagen bei 16,0 mg/L bzw. 9,1 mg/L und liegen damit nach wie vor in der gleichen Größenordnung wie vor dem Recyclingbetrieb.

Inwiefern sich die zu erwartenden zunehmend schlechteren Bedingungen (Salzgehalte) auf die biologischen Prozesse auswirken kann im Rahmen dieser Untersuchungen nicht abgeschätzt werden, da hierzu der Betrachtungszeitraum zu kurz war. Es jedoch ist zu erwarten, dass, auch wenn sich die Biozönose an höhere Salzgehalte adaptiert - in Böhler et al. (2007) wurde der MBR mit einer LF von bis 10 mS/cm betrieben -, die steigenden Salzgehalte zu Ausfällungen in der Anlage (z.B. auf den Membranen) führen. Es bedarf daher einer weitergehenden Untersuchung dieser Aspekte.

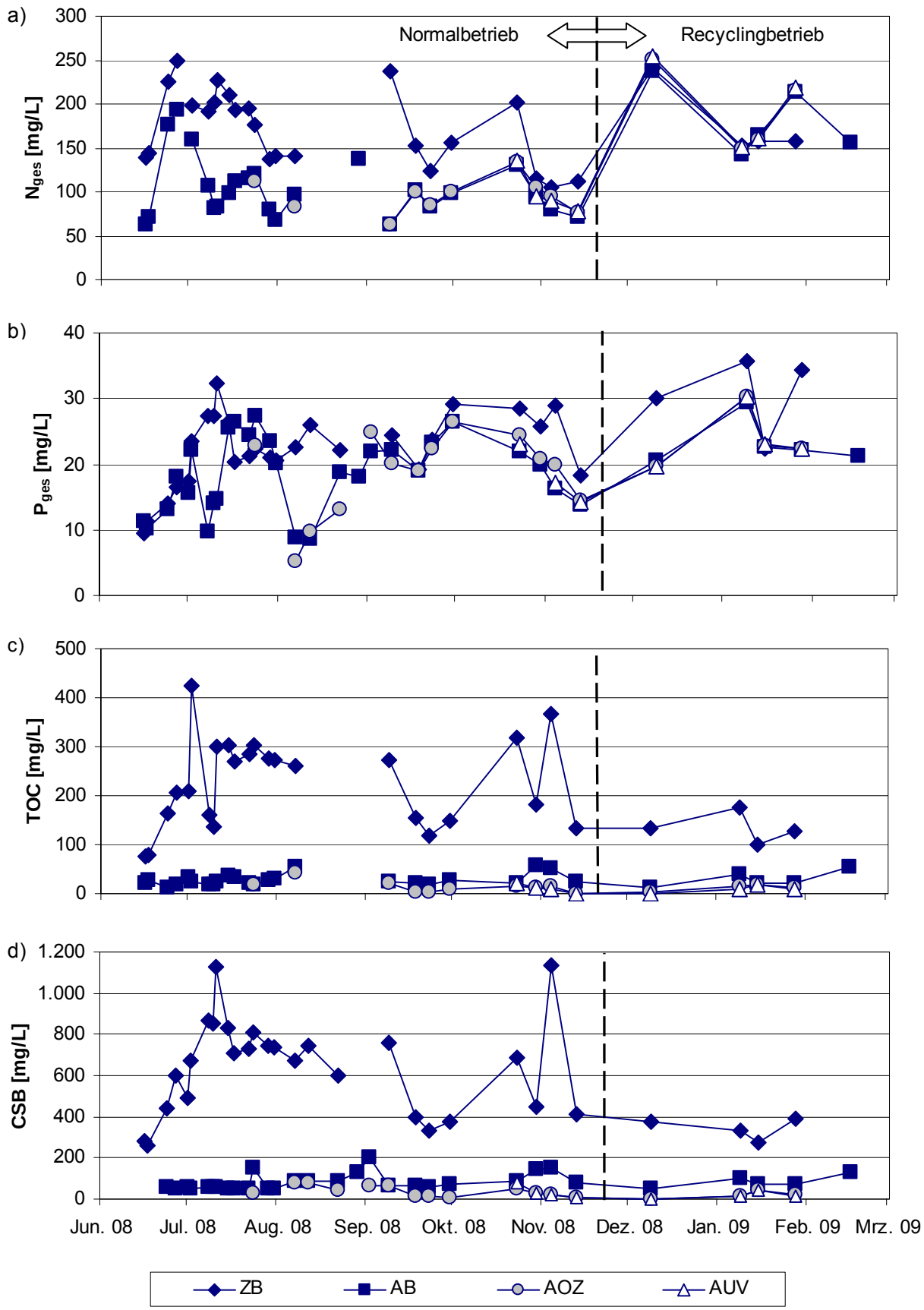


Abbildung 44: Konzentrationsprofile der SW-Pilotanlage für die Parameter CSB, TOC, N_{ges} und P_{ges}

In Untersuchungen zum SW-Kreislauf der TU Hamburg Harburg (TUHH) konnte ein Betrieb der biologischen Behandlungsstufe über einen Zeitraum von ca. 16 Monate sichergestellt werden (Lindner, 2008). Dabei wurden am Ende der Untersuchungen NO_3-N-Konzentrationen im MBR in der Größenordnung von 1,4 g/L sowie P_{ges}-Konzentration von 110 mg/L gemessen. Hemmungen der biologischen Prozesse wurden erwartungsgemäß nicht beobachtet, sodass auch mittelfristig keine signifikante Störung der biologischen infolge Nitrat- oder Phosphoranreicherung zu erwarten sind.

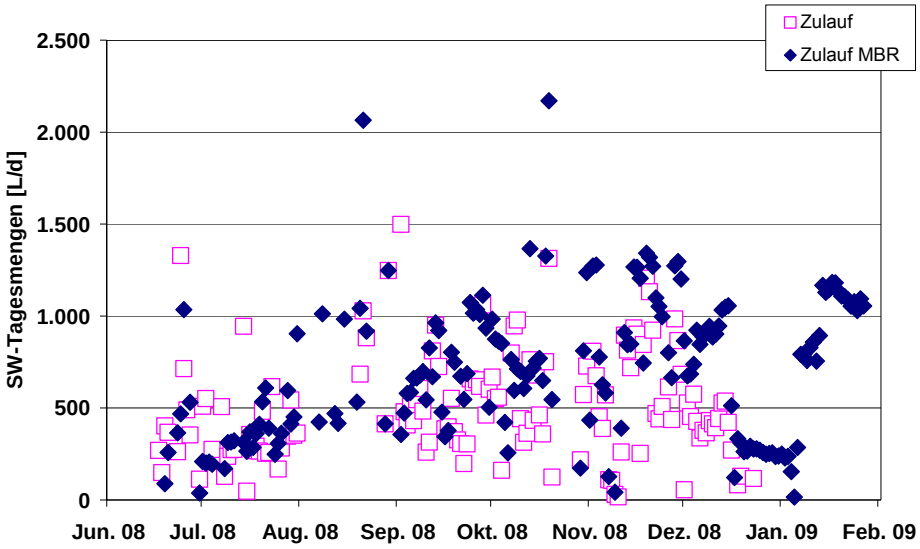


Abbildung 45: Zulauf zur SW-Pilotanlage in L/d über den Betrachtungszeitraum

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Prozess der Schwarzwasseraufbereitung wirkt sich die Zusammensetzung des Schwarzwassers limitierend auf die Reinigungsleistung der biologischen Behandlungsstufe und folglich auf die Reinigungsleistung des Gesamtprozesses aus.

Einerseits ist ein hoher Anteil an gelöst, inertem CSB bereits im SW-Zulauf enthalten. Korrigiert um den Anteil, der in der biologischen Behandlung gebildet wurde, stellen die im Ablauf der Bioreaktoren gemessenen CSB-Konzentrationen die Grenze der löslichen organischen Substanzen dar, bis zu der SW bei maximalem Reinigungseffekt biologisch aufbereitet werden kann. Unter idealen Betriebsbedingungen wurden an den drei Versuchsanlagen CSB-Konzentrationen (gelöst) im Ablauf zwischen 70-125 mg/L bestimmt. Es wird vermutet, dass es sich hierbei im Wesentlichen um schwer abbaubare natürliche Verbindungen, wie z.B. Huminstoffe handelt, die mehr oder weniger unverändert die biologische Behandlungsstufe passieren. Im Rahmen weiterführender Untersuchungen sollte daher eine weitergehende Fraktionierung des SW-CSB erfolgen, um weitere Rückschlüsse über die Abbaumechanismen der organischen Verbindungen in SW zu erlangen. Unabhängig davon ist zu empfehlen, dass eine weitergehende chemisch-physikalische Elimination der organischen Verbindungen im SW-Kreislauf erfolgen sollte, um somit mikrobielles Fouling und Verkeimungen in den nachfolgenden Verfahrensstufen bei Kreislaufführung des aufbereiteten SWs vorzubeugen.

Andererseits ist im SW das Kohlenstoff- zu Stickstoffverhältnis stark zu Gunsten des Stickstoffs verschoben. Die gemessenen BSB_5/TKN-Verhältnisse im mechanisch gereinigten SW lagen zwischen 1,2-1,4 : 1. Es steht somit nicht genügend leicht abbaubares organisches Substrat zur Reduktion oxidierter N-Verbindungen zur Verfügung. Dies hat zur Folge, dass einerseits nur ein Teil des gebildeten Nitrats denitrifiziert werden kann, woraus ein Überschuss an oxidierten N-Verbindungen (NO_3-N) resultiert. Andererseits kann durch die begrenzte Denitrifikation die Säurekapazität des Wassers nicht in dem Maße ausgeglichen werden, wie sie durch die Nitrifikation reduziert wird. Durch die hohen NH_4-N-Konzentrationen im SW erfolgt dagegen ein erheblicher Verbrauch an Säurekapazität, der trotz der hohen Pufferkapazität von SW ein Absinken des pH-Wertes in der biologischen Behandlungsstufe nach sich ziehen kann.

Der Schlüsselparameter für die biologische Behandlung von SW mittels Belebtschlammverfahren stellt somit, wie auch in kommunalem Abwasser, der pH-Wert dar. Zum Einen wirkt er sich auf die Struktur von Proteinen und Enzymen aus (Mudrack und Kunst, 2003). Zum Anderen hat er jedoch entscheidenden Einfluss auf die Dissoziationsgleichgewichte NH_4-N/NH_3 und NO_2-N/HNO_2 und damit auf den Metabolismus der Ammonium- und Nitritoxidierer (Novak, 1996; Udert et al, 2003 etc.). Für den Gesamtprozess der Nitrifikation der SW-Belebtschlammbiozönose spielen darüber hinaus, wiederum analog zu kommunalem Abwasser, zahlreiche weitere Faktoren wie z.B. Temperatur und Sauerstoffkonzentration eine entscheidende Rolle.

Grundsätzlich scheint eine Nitrifikation im SW ohne Dosierung alkalischer Chemikalien jedoch möglich. Ohne pH-Anpassung wurde bei der biologischen Behandlung von Roh-SW am Versuchsstand und mechanisch gereinigtem SW an der Technikumanlage ein Großteil des TKN des Zulaufs zu NO_2-N und NO_3-N oxidiert. Der Prozess ist allerdings instabil, wie der Zusammenbruch der Biozönose am Versuchsstand nach Inbetriebnahme der mechanischen Reinigung gezeigt hat. In diesem Zusammenhang ist daher zu empfehlen, immer eine pH-Regulierung (optional) in den SW-Belebtschlammprozess zu integrieren.

Durch pH-Anpassung mittels NaoH konnte die Nitrifikation in den Belebtschlammbiozönosen aller Versuchsanlagen wesentlich gesteigert werden, insbesondere aber der Stabilität des Prozesses der biologischen Behandlung als Herzstück des KOMPLETT-Aufbereitungssystems verbessert werden.

Durch eine mechanische Vorreinigung von SW in Verbindung mit Dosierung von alkalischen Chemikalien konnten weiterhin deutlich niedrigere BSB_5 und CSB-Ablaufkonzentrationen erreicht werden. Dies deutet auf einen effektiveren Abbau der Organik infolge verbesserter Milieubedingungen hin. Der Einfluss der Mechanik konnte bisher allerdings nicht abschließend geklärt werden und sollte in weitergehenden Untersuchungen betrachtet werden.

Eine vollständige Stickstoffelimination ist infolge der SW-Zusammensetzung nicht möglich. Nur ein Teil des gebildeten NO_3-N wurde zu N_2 reduziert. Bei Roh-SW werden dabei erwartungsgemäß tendenziell höhere Wirkungsgrade als bei mechanisch gereinigtem SW erzielt. In Verbindung mit dem Membran-Bio-Reaktor-Verfahrens ist allerdings zum Schutz der Membranen, zwingend eine mechanische Vorabscheidung vorzusehen.

Nach nur 3 Monaten Recyclingbetrieb konnte bereits eine deutliche Anreicherung von Salzen im SW-Kreislauf beobachtet werden. Diese wurde u.a. durch die ineffiziente Denitrifikation

hervorgerufen, wodurch NO_3-N im System akkumulierte. Eine Hemmung der Biomasse wurde bisher nicht beobachtet. Der Einfluss hoher Salzkonzentrationen auf die biologischen Prozesse und die damit möglicherweise verbundenen betrieblichen Probleme (Ausfällungen in Rohrleitungen, an Membranen etc.) kann abschließend nicht geklärt werden. Dennoch ist für die langfristige Umsetzung des SW-Kreislaufs von Fall zu Fall zu prüfen, ob eine vollständige Stickstoffelimination in den Prozess zu integrieren ist. Somit kann einerseits eine Aufsalzung im System vermindert werden, andererseits einer Versäuerung der Belebtschlammbiozönose vorgebeugt und ggf. der Einsatz von neutralisierenden Chemikalien reduziert werden. Alternativ ist die Verschneidung mit aufbereitetem GW bzw. Frischwasser denkbar.

Da die SW-Aufbereitung ohne eine weitergehende Phosphorelimination betrieben wurde, stellt die Bioassimilation im MBR den wesentlichen P-Eliminationsmechanismus im System dar. Wie aufgezeigt, wird Phosphor im SW-Belebtschlammsystem nur zu einem kleineren Teil in die Biomasse gebunden (0–13%). Ein Austrag durch Überschussschlammabzug erfolgte nicht, weswegen auch hier langfristig von einer Akkumulation im System mit den einhergehenden betrieblichen Problemen (s.o.) auszugehen ist. Infolge dessen sollte auch diesbezüglich über eine weitergehende P-Elimination im SW-Kreislauf nachgedacht werden. Die Konfiguration des MBRs als vorgeschaltete Denitrifikation bzw. das SBR-Verfahren erlaubt dabei die Realisierung einer biologischen Phosphorelimination über eine erhöhte Phosphoreinlagerung in die Biomasse. Vorraussetzung ist dabei die Anreicherung der zur erhöhten Phosphoraufnahme befähigten Mikroorganismen und damit die Integration der Denitrifikation in den biologischen Behandlungsprozess. Erste Versuche hierzu, die in Böhler et al. (2007) dokumentiert wurden, deuten auf die Realisierbarkeit einer biologischen P-Elimination im SW Prozess hin.

Die von Böhler et al. (2007) beobachte Anreicherung refraktärer organischer Verbindungen wurde nicht beobachtet, da die Recyclingphase hierfür zu kurz war. Die chemische Oxidation mittels Ozon sollte dieser Anreicherung effektiv entgegen wirken. Eine langfristige Anreicherung von organischen Verbindungen im SW-Kreislauf ist jedoch nicht absolut auszuschließen.

Untersuchungen der TUHH zur Aufbereitung und Wiederverwendung von SW dokumentieren, dass eine stabile aerobe biologische Behandlung von SW mittel- bis langfristig möglich ist (Lindner, 2008). Daraus lässt sich folgern, dass das im Rahmen von KOMPLETT entwickelte Verfahren, welches ebenfalls auf der Anwendung des MBR-Verfahrens beruht, langfristig und stabil betrieben werden kann.

5.1.1.2 Grauwasser

Versuchstand

Das primäre Ziel des Versuchsbetriebs zur biologischen Behandlung von GW bestand ebenso wie für SW darin, eine leistungsfähige Biozönose zur Animpfung der Technikumanlage zu entwickeln. Zudem sollte vorab geklärt werden, inwiefern sich das in der Literatur beschriebene niedrige C:N:P-Verhältnis in GW limitierend auf die Kohlenstoffelimination auswirkt.

Der Versuchs-MBR wurde in der 38. KW 2006 in Betrieb genommen. 2 Wochen später wurde mit der Beprobung des Reaktors begonnen. Die resultierenden Konzentrationsprofile im Zu- und Ablauf der Versuchsanlage sind in den nachfolgenden Abbildungen für die Parameter CSB, BSB_5, N_{ges} und P_{ges} dargestellt.

Der Versuchs-MBR wurde in einem Belastungsbereich von 0,04 kg BSB_5/(kg TS·d) betrieben. Infolge dessen hat sich sehr schnell eine Biozönose entwickelt, welche die organischen Substanzen sehr weitgehend eliminierte. Die biologisch abbaubaren organischen Substanzen wurden bereits nach nur 2 Wochen Betrieb fast vollständig entfernt (Abbildung 46). Die BSB_5-Ablaufkonzentration wurde mit Ausnahme der ersten Messung (3,2 mg/L) über den gesamten Betriebszeitraum konstant < 3,0 mg/L (= Bestimmungsgrenze) bestimmt, was einem Wirkungsgrad > 98 % entspricht. Eine stabile CSB-Ablaufkonzentration wurde nach 4 Wochen Versuchsbetrieb erreicht. Die über den gesamten Betrachtungszeitraum ermittelten Eliminationsraten bzgl. des CSB lagen im Bereich zwischen 85 % – 99 %. Im Median des Betrachtungszeitraums wurde eine CSB-Elimination von rd. 96 % ermittelt, was einer Ablaufkonzentration von 9,4 mg/L entspricht.

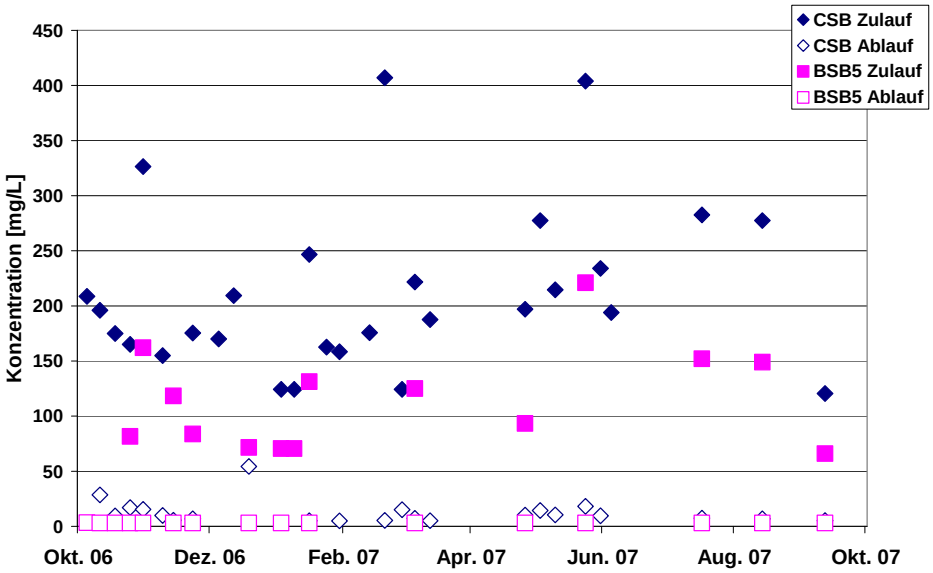


Abbildung 46: Konzentrationsprofile der Parameter BSB_5 und CSB am GW-Versuchsstand über den Betriebszeitraum

Da keine anoxischen Phasen im SBR Zyklus vorgesehen waren, wurden lediglich 26 % des zufließenden Stickstoffs eliminiert. Dies entspricht in etwa dem Stickstoffanteil, der infolge Assimilation in die Biomasse einbaut wird. D.h. dass im vorliegenden Fall eine vollständige Stickstoffelimination (Nitrifikation und Denitrifikation) in den biologischen Prozess integriert werden muss. Insbesondere ist dieser Punkt zu beachten, sollte das untersuchte Wasser für höhere Nutzungszwecke, wie z.B. für Trinkwasser, aufbereitet werden.

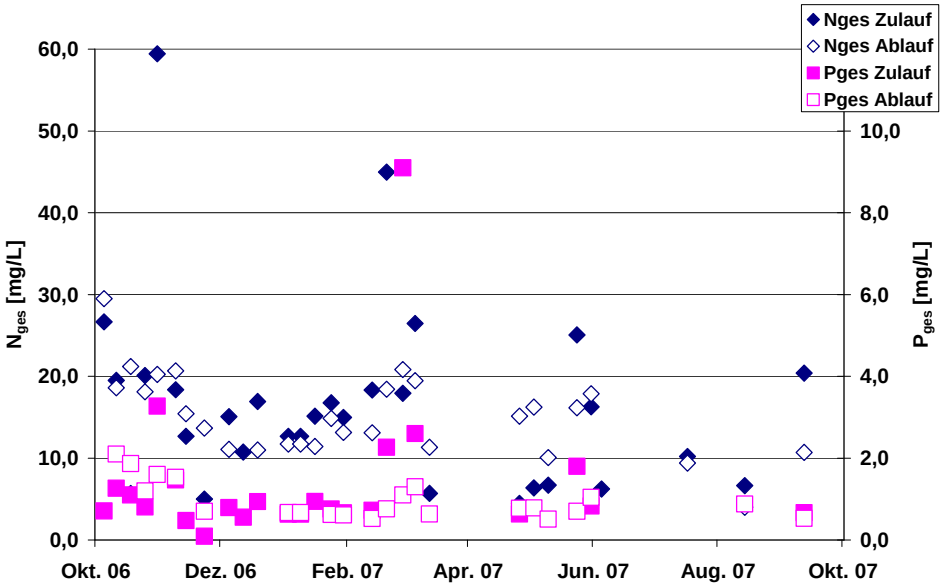


Abbildung 47: Konzentrationsprofile bzgl. N_{ges} und P_{ges} des GW-Versuchsstandes über den Betrachtungszeitraum

Aufzeichnungen des Permeatflusses oder des Transmembrandruckes konnten nicht durchgeführt werden. Eine Aussage zur Leistungsfähigkeit der Membrane kann daher nicht erfolgen.

Da der GW-Versuchsstand lediglich mit 150 L Belebtschlamm angeimpft wurde, ergab sich zu Beginn der Beprobungsphase (40. KW) eine TS-Konzentration im SBR von nur 0,81 g/L (Abbildung 48).

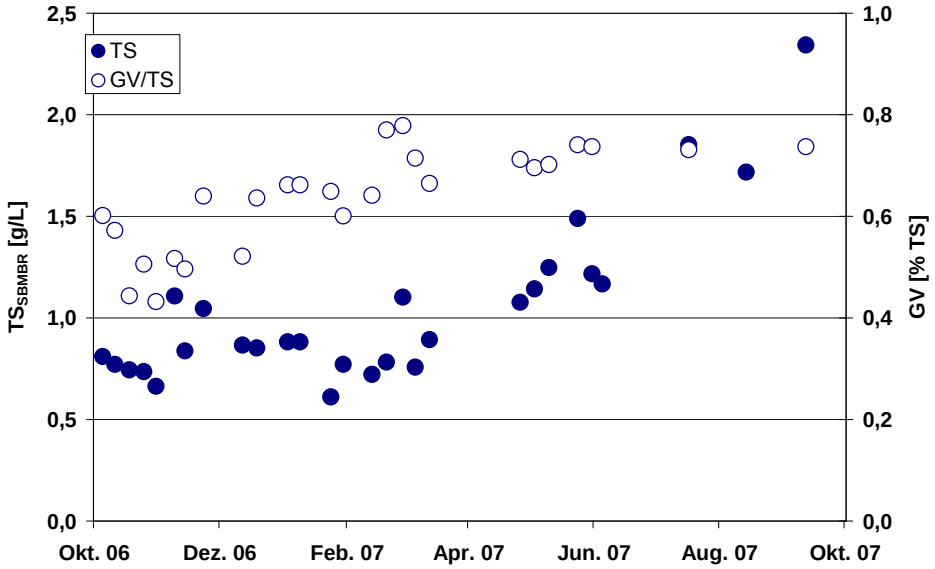


Abbildung 48: Entwicklung TS-Gehalt und GV am GW-Versuchsstand über den Betrachtungszeitraum

In den darauf folgenden Wochen wurde höchstwahrscheinlich infolge Adaption der Biomasse an das Substrat GW ein Rückgang der TS-Konzentration im Bio-Reaktor beobachtet. Ab der 5. Untersuchungswoche (November 2007) war langsames Wachstum, ab der 18. Woche (Feb. 2007) stetiges Wachstum der Biomasse mit einer durchschnittlichen Wachstumsrate von 0,020 g TS/d zu erkennen. Die mittlere hydraulische Verweilzeit im Reaktor betrug bei einem Austauschverhältnis von rd. 25 % 4 Tage, woraus gefolgert werden kann, dass die Bakterien einem ständigen Substratmangel ausgesetzt waren und die niedrigen Wachstumsraten erklärt werden können. Der Abfall der Biomassenkonzentration im Januar 2007 ist der Entnahme von Belebtschlamm zur Animpfung der Technikumanlage geschuldet.

Tabelle 31: Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert im GW-Versuchsreaktor über den Betrachtungszeitraum

Parameter	Einheit	Median	Min	Max
T	[°C]	19,3	15,5	24,4
LF	[µs/cm]	234	62,6	436
pH-Wert	[-]	7,0	5,8	7,5

Obgleich die TS-Konzentration langsam aber stetig über den gesamten Betriebszeitraum zunahm, blieb der Anteil der organischen Substanzen an der TS-Konzentration ab März 2007 fast konstant und stabilisierte sich in der Folge bei etwa 75 %. Der weitere Anstieg des TS-Gehaltes resultiert daher wahrscheinlich aus der Akkumulation externen anorganischen Materials aus GW und weniger aufgrund ansteigenden Wachstums der Biomasse.

Der GW-Versuchreaktor wurde nach einer rd. 12-monatigen Betriebszeit in der 37. KW 2007 wieder außer Betrieb genommen. Seit Januar wurde, mit Ausnahme der anfangs wöchentlichen, gegen Ende 4-wöchentlichen Probenahme, kein Überschussschlamm aus dem System abgezogen. Die TS-Konzentration hatte inzwischen einen Wert von lediglich 2,3 g/L erreicht, was die limitierten Bedingungen hinsichtlich des Biomassenwachstums im GW verdeutlicht.

Technikum

Die Inbetriebnahme des MBRs zur Grauwasserbehandlung erfolgte in der 1. KW 2007. Der Belebtschlamm zum Animpfen der Technikumsanlage wurde dem GW-Versuchsstand der ZKA-KL entnommen (s.o.). In der nachfolgenden Einfahrphase wurden die Betriebseinstellungen solange variiert, bis stabile Verhältnisse und niedrige Ablaufwerte erreicht wurden. Parallel erfolgte auch hier die Inbetriebnahme der weitergehenden Verfahrensstufen. Die Ergebnisse der Reinigungsleistung in den nachfolgenden Abbildungen und Tabellen sind daher ebenfalls erst ab Mitte April 2007 dargestellt.

In der nachfolgenden Tabelle 32 sind die mittleren Konzentrationen im Zulauf der Grauwasseranlage bzw. im Ablauf der einzelnen Verfahrensstufen für die Parameter CSB, TOC, Gesamtstickstoff (N_{ges}) und Gesamtphosphor (P_{ges}) für den o.g. Betrachtungszeitraum dargestellt. Weiterhin sind in dieser Tabelle die spezifischen Wirkungsgrade der einzelnen Verfahrensstufen sowie der Gesamtwirkungsgrad der Grauwasseraufbereitungsanlage bzgl.

der genannten Parameter aufgelistet. In der Abbildung 50 ist die zeitliche Entwicklung der Reinigungsleistung über den Betrachtungszeitraum abgebildet.

Tabelle 32: Zusammenfassung der erzielten GW-Qualität und Wirkungsgrade der einzelnen Verfahrensstufen der Technikumanlage als Medianwerte (April-Oktober 2007) für ausgewählte Parameter (n.b. = nicht bestimmt)

Parameter		**MBR**	**OZ**	**UV**	**AKF**	**UF**
Quelle						
CSB	Median [mg/L]	42,7	19,2	22,5	< 5,0 [1)]	< 5,0 [1)]
	Wirkungsgrad [%]	93	98	97	> 99	< 99
TOC	Median [mg/L]	19,1	6,6	7,1	3,7	4,0
	Wirkungsgrad [%]	90	96	96	98	98
N_{ges}	Median [mg/L]	1,0 [1)]	1,0 [1)]	1,0 [1)]	1,0 [1)]	1,0 [1)]
	Wirkungsgrad [%]	89	90	93	90	93
P_{ges}	Median [mg/L]	2,1	2,0	2,0	n.b.	1,8
	Wirkungsgrad [%]	63	66	69	n.b.	72

1) Bestimmungsgrenze

Wie aus der Tabelle 32 und der Abbildung 50 ersichtlich wird, ist die erzielte Eliminationsleistung der Grauwasseraufbereitungsanlage bzgl. der oben genannten Abwasserparameter sehr hoch. Der Gesamtwirkungsgrad im Betrachtungszeitraum lag im Bereich zwischen 72 % für P_{ges} und > 99 % für den CSB.

Der MBR wurde in einem Schlammbelastungsbereich < 0,01 bis 0,08 kg BSB_5/(kg TS·d) betrieben, im überwiegenden Zeitraum jedoch zwischen 0,01 und 0,04 kg BSB_5/(kg TS·d). Diese Werte verdeutlichen die enormen Reserven der vorhandenen Grauwasserbiologie in der nicht zwingend eine vollständige Stickstoffelimination durchgeführt werden musste. Demzufolge konnte eine stabile Elimination der organischen Abwasserinhaltstoffe durch den MBR sichergestellt werden. Im Median des Betrachtungszeitraums wurde im Ablauf des MBRs eine CSB-Konzentration von 42,7 mg/L verzeichnet, was einem Wirkungsgrad von 93 % entspricht. Eine weitergehende CSB-Elimination konnte durch die anschließende chemische Oxidation mittels Ozon/UV in Kombination mit der nachfolgenden Aktivkohlefiltration sichergestellt werden. Infolge dieser Verfahrenskombination wurden im Ablauf der Grauwasseranlage kontinuierlich CSB-Konzentrationen < 5,0 mg/L (= Nachweisgrenze) gemessen, was einem Gesamtwirkungsgrad > 99% gleichkommt. Der Gesamtwirkungsgrad bzgl. BSB_5 betrug als Medianwert 98 %, welcher nahezu vollständig in der biologischen Behandlungsstufe erzielt wurde (Ergebnisse nicht dargestellt). Dieser Sachverhalt lässt den Rückschluss zu, dass das untersuchte Grauwasser biologisch gut abbaubare organische Substanzen enthält, was durch das ermittelte CSB/BSB_5-Verhältnis im Zulauf der Grauwasseraufbereitungsanlage von 2,0 bestätigt wird.

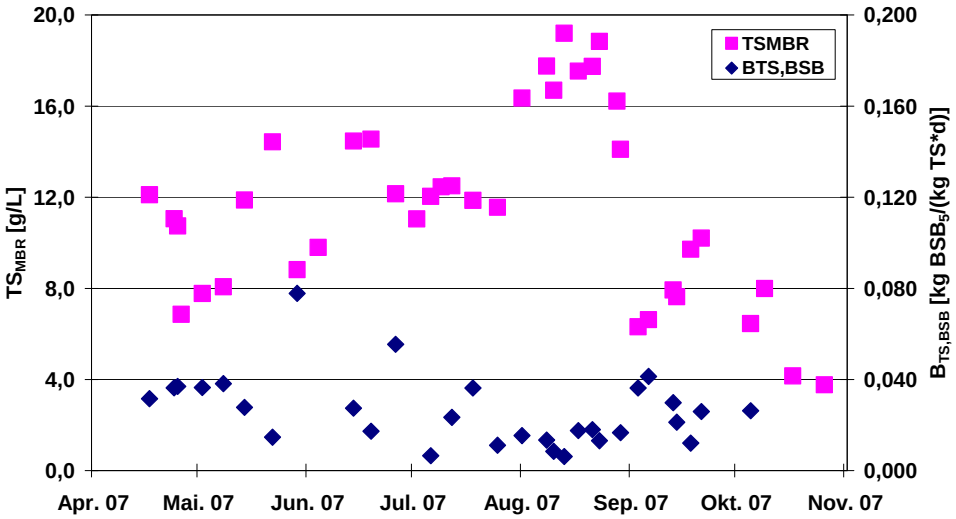


Abbildung 49: Schlammbelastung und TS-Gehalt des GW-MBRs der Technikumsanlage

Aus dem mittleren BSB_5/N_{ges}-Verhältnis im Zulauf zum MBR kann gefolgert werden, dass der wesentliche Stickstoff-Eliminationsmechanismus in der Verfahrenskette die zum Zellaufbau der Bakterien benötigte Stickstoffaufnahme im MBR darstellt. Auf eine gezielte Stickstoffelimination hätte folglich verzichtet werden können. Um dennoch Zulaufspitzen, z.B. infolge Fehlnutzungen, sicher auffangen zu können, wurde bei der Planung und Installation des MBR eine Stickstoffelimination (Nitrifikation/Denitrifikation) in den biologischen Prozess der Grauwasserbehandlung integriert. Somit konnten über den gesamten Betrachtungszeitraum stabile N_{ges}-Konzentrationen < 1,0 mg/L (= Nachweisgrenze) im Ablauf des MBR und ebenso im Ablauf der Versuchsanlage erreicht werden (Gesamtwirkungsgrad = 93 %)

Phosphor wurde nicht gezielt eliminiert, sodass auch dieser im Wesentlichen in die Biomasse inkorporiert wurde. Der Gesamtwirkungsgrad der Versuchsanlage bzgl. P_{ges} betrug im Median 72 %, was einer Ablaufkonzentration von 1,8 mg/L gleichkommt. Davon wurden bereits 63 % im MBR eliminiert. Phasenweise wurde allerdings eine größere P-Elimination im MBR beobachtet (85 % – 94 %), was auf anaerobe Phasen bzw. Zonen im Denitrifikationsreaktor und hieraus resultierende Rücklöseerscheinungen, die mit einer verstärkten Phosphataufnahme im aeroben Milieu einhergehen, zurückzuführen ist.

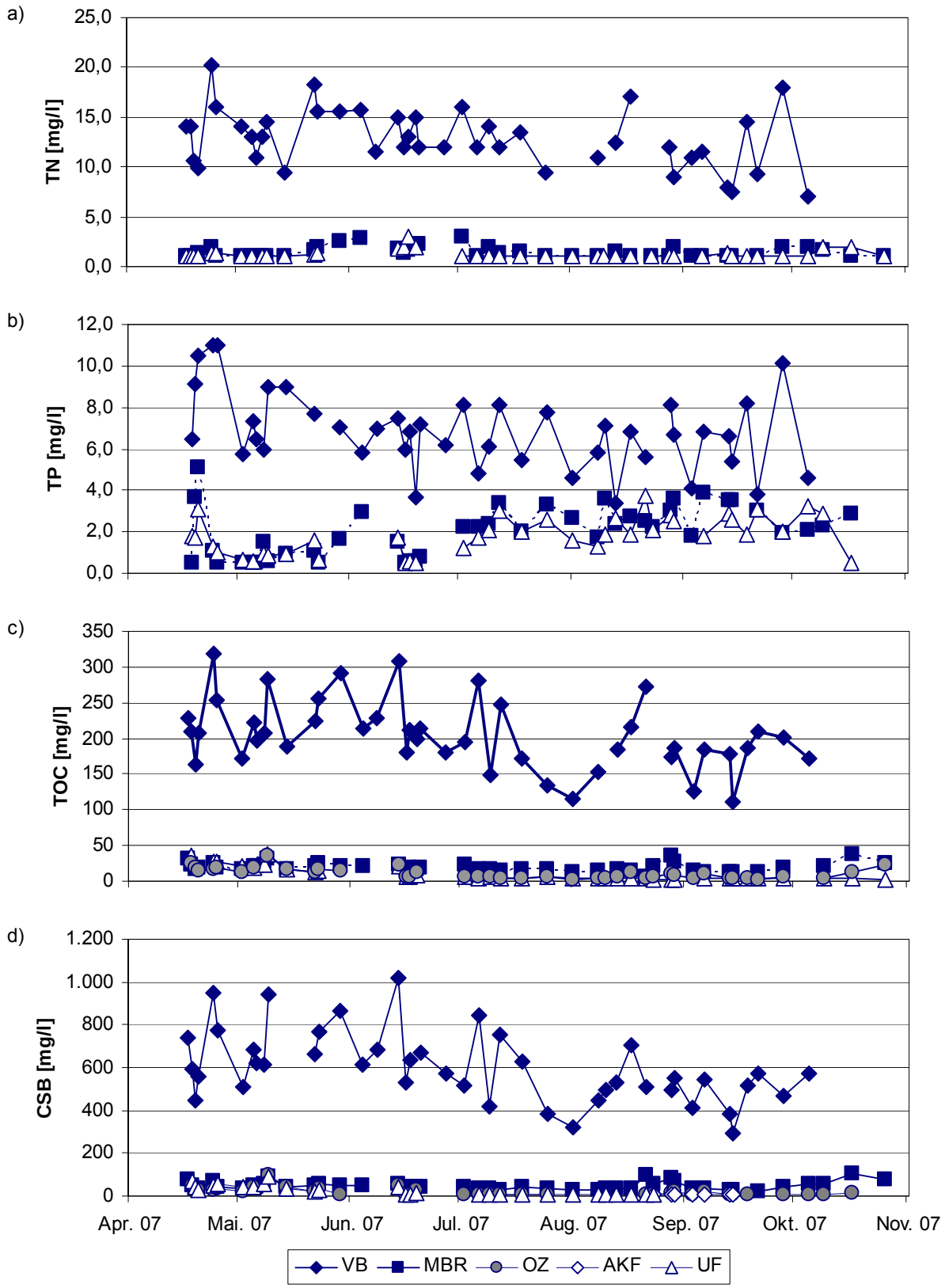


Abbildung 50: Konzentrationsprofile der GW-Techikumsanlage für die Parameter CSB, TOC, N_{ges} und P_{ges}

Der TS-Gehalt im MBR sowie der organische Anteil an der TS-Konzentration (GV) sind in Abbildung 51 dargestellt. Im Gegensatz zum GW-Versuchsstand musste an der Technikumanlage regelmäßig Überschussschlamm abgezogen werden. Die Pfeile im Diagramm kennzeichnen die Zeitpunkte der Schlammentnahme. Es wurden jeweils 200 L entnommen.

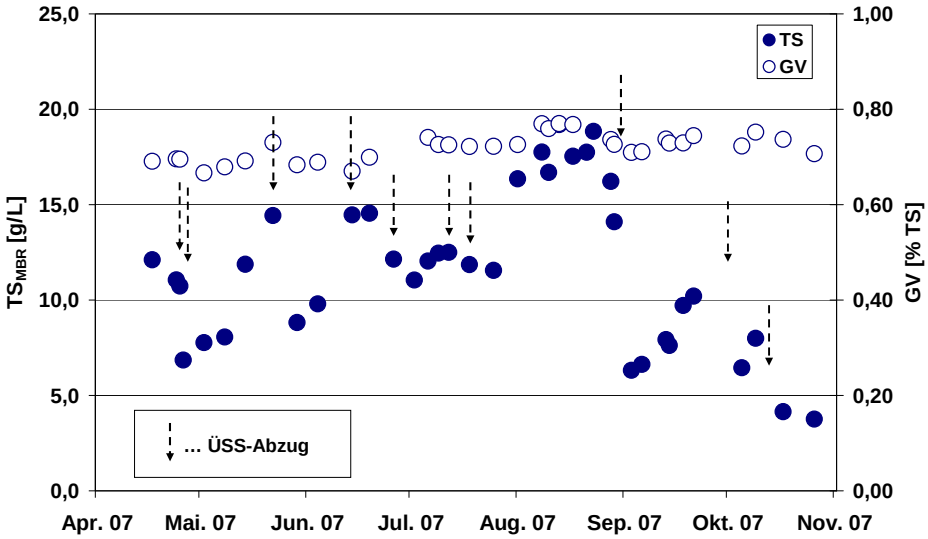


Abbildung 51: TS-Gehalt und GV im GW-MBR der Technikumsanlage

Wie der Darstellung entnommen werden kann, wurde im Betrachtungszeitraum insgesamt 10-mal Überschussschlamm aus dem System abgezogen. Der MBR wurde maximal mit einem TS-Gehalt von 18,8 g/L betrieben wurde. Das hieraus resultierende rechnerische Schlammalter t_{TS} beträgt >> 50 d.

Tabelle 33: Zusammenfassung der wesentlichsten Betriebsdaten der GW-Aufbereitungsanlage (April-Oktober 2007)

Parameter		MBR	OZ	UV	AKF	UF
Temperatur [°C]	Median	27,8	33,3	35,2	30,5	34,7
	Min-Max	21,2-36,2	22,2-42,5	26,7-43,7	23,0-35,5	27,0-47,9
Leitfähigkeit [µs/cm]	Median	512	493	493	485	509
	Min-Max	490-874	388-723	389-722	391-743	384-730
pH-Wert [-]	Median	7,3	7,3	7,1	7,2	7,5
	Min-Max	6,8-8,1	6,7-8,4	6,6-7,4	6,7-8,3	6,8-8,6

Erfahrungsgemäß besitzt jedoch ein Belebtschlamm, der im Durchschnitt im mittleren Belastungsbereich seiner Abbauleistung gehalten wird, die größte Pufferkapazität gegen quantitative Belastungsstöße. Um zu vermeiden, dass Stoßbelastungen durch organische Inhaltsstoffe in den Ablauf durchschlagen und auch erhöhte Stickstoffbelastungen sicher abgefangen werden können, wurde überwiegend ein TS-Gehalt von rd. 12 g/L im GW-MBR angestrebt.

Ziel im Grauwasserprozess war es ein Wasser zu produzieren, welches aus stofflicher und hygienischer Sicht Trinkwasserqualität entspricht. Neben den bisher diskutierten Parametern wurden daher in einigen Ablaufproben weitere zur Beurteilung der Wasserqualität relevante Größen, wie z.B. die Schwermetallgehalte bestimmt. Ein Vergleich der im Grauwasseraufbereitungsprozess erzielten Ablaufqualität mit den Anforderungen der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001) für ausgewählte Parameter ist in Tabelle 34 zu entnehmen.

Tabelle 34: Zusammenstellung von Qualitätsanforderungen an Trinkwasser entsprechend TrinkwV (2001) im Vergleich zu den erzielten Ablaufqualitäten im Grauwasserprozess (Auszug)

		Richtlinie	**Komplett** [1)]
Parameter	**Einheit**	**TrinkwV (2001)**	**Apr. – Okt. 2007**
Leitfähigkeit	[µS/cm]	2.500	562
pH-Wert	[-]	6,5 – 9,5	7,7
$KMnO_4$-Verbrauch	[mg/L O_2]	5,0	< 0,04
NH_4	[mg/L]	0,5	n.b.
NO_3	[mg/L]	50	5,6
NO_2	[mg/L]	0,5	< 0,02
Chrom	[mg/L]	0,05	< 0,005
Cadmium	[mg/L]	0,005	< 0,0005
Blei	[mg/L]	0,01	< 0,005
Nickel	[mg/L]	0,02	< 0,005

[1)] Mittelwerte

Die untersuchten Schwermetalle, wie z.B. Chrom (Cr), Blei (Pb) und Nickel (Ni), lagen unter den Nachweisgrenzen (< 0,005 mg/L). Die Konzentrationen an Kupfer (Cu), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg) lagen bei < 0,01 bzw. < 0,0005 mg/L. Der pH-Wert betrug im Mittel 7,7, die Leitfähigkeit 562 µs/cm. Der Kalium-Permanganat ($KMnO_4$)-Verbrauch wurde jeweils kleiner 0,4 mg/L O_2 bestimmt. Damit liegen alle hier diskutierten, ebenso wie die hier nicht erörterten Werte, weit unterhalb der Grenzwerte der TrinkwV (2001). Die vollständige Tabelle der Analysenwerte findet sich im Anhang des Berichts.

Pilotanlage

Die GW-Pilotanlage wurde wie die SW-Pilotanlage in der 24. KW 2008 durch Animpfen des MBRs in Betrieb genommen. Da kein an GW adaptierter Belebtschlamm zur Verfügung stand, wurde Belebtschlamm der kommunalen Kläranlage Dinslaken verwendet. Aufgrund des geringen GW-Anfalls der ersten Versuchsmonate (s. Kapitel 4.1.1.2) und dem damit einhergehenden konstanten Biomassenrückgang im MBR, wurde dieser Mitte August erneut mit Belebtschlamm der Kläranlage Dinslaken angeimpft. Parallel erfolgte die Inbetriebnahme der Dosierung von künstlichem GW (s. Kapitel 4.1.2.2), sodass zusätzlich die

Voraussetzungen zur Inbetriebnahme der Ozonierung geschaffen wurden. Infolge der oben beschriebenen Randbedingungen beschränken sich die nachfolgenden Ausführungen zur Reinigungsleistung der GW-Aufbereitung auf den Zeitraum ab Inbetriebnahme der GW-Dosierung.

Da nach dem Verfahrensschritt Aktivkohlefiltration keine weiteren Auswirkungen auf die untersuchten Parameter zu erwarten waren, wurde lediglich bis Ablauf der Aktivkohlefiltration beprobt und analysiert.

Tabelle 35: Zusammenfassung der erzielten GW-Qualität und Wirkungsgrade im Ablauf der einzelnen Verfahrensstufen der Pilotanlage als Medianwerte bis zur Inbetriebnahme der Rückspeisung (Mitte Juni - Mitte November 2008), Werte in Klammer = Anzahl der Messwerte.

Parameter		MBR	OZ	UV	AKF
CSB	Konzentration [mg/L]	22,2 (10)	7,6 (9)	3,3 (4)	< 1,0 (4) [1)]
	Wirkungsgrad [%]	91,5	97,9	99,2	> 99,9
TOC	Konzentration [mg/L]	6,8 (8)	1,4 (8)	1,1 (4)	< 0,5 (1) [1)]
	Wirkungsgrad [%]	94,5	99,3	99,3	> 99,9
N_{ges}	Konzentration [mg/L]	0,9 (8)	1,5 (5)	1,8 (4)	1,5 (1)
	Wirkungsgrad [%]	90,8	84,4	90,2	94,4
P_{ges}	Konzentration [mg/L]	1,6	1,3	0,8	n.b.
	Wirkungsgrad [%]	78,3	80,3	89,8	n.b.

1) Bestimmungsgrenze

Wie Tabelle 35 entnommen werden kann, konnte innerhalb des 3-monatigen Beobachtungszeitraums relativ hohe Wirkungsgrade mit der GW-Pilotanlage erzielt werden. Im Ablauf des MBR wurde eine CSB-Konzentration von 22,2 mg/L ermittelt, was einer Elimination von 92 % entspricht. Eine weitergehende CSB-Elimination konnte durch die anschließende chemische Oxidation mittels Ozon in Kombination mit der UV-Bestrahlung erreicht werden. Infolge dieser Verfahrenskombination wurden im Ablauf der UV-Bestrahlung CSB-Konzentrationen von 3,3 mg/L gemessen. Erwartungsgemäß lagen nach Aktivkohlefiltration die im CSB erfassten organischen Verbindungen unterhalb der Bestimmungsgrenze (= 1,0 mg/L). Ebenso der TOC war nicht mehr im Ablauf der Aktivkohlefiltration messbar.

Neben den organischen Verbindungen wurden auch die im Grauwasser enthaltenen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor mit einem hohen Wirkungsgrad eliminiert. Dabei wurde der N_{ges} auf 1,5 mg/L im Ablauf der Aktivkohle reduziert. Mit einem mittleren BSB_5/N_{ges}-Verhältnis im Zulauf der Aufbereitungsanlage von rd. 20:1, stellt die zum Zellaufbau der Bakterien im MBR benötigte Stickstoffaufnahme den wesentlichen Eliminationsmechanismus bzgl. des Stickstoffs in der Verfahrenskette dar. Folglich wurde der größte Teil des Stickstoffs (91 %) bereits in der biologischen Behandlungsstufe entfernt.

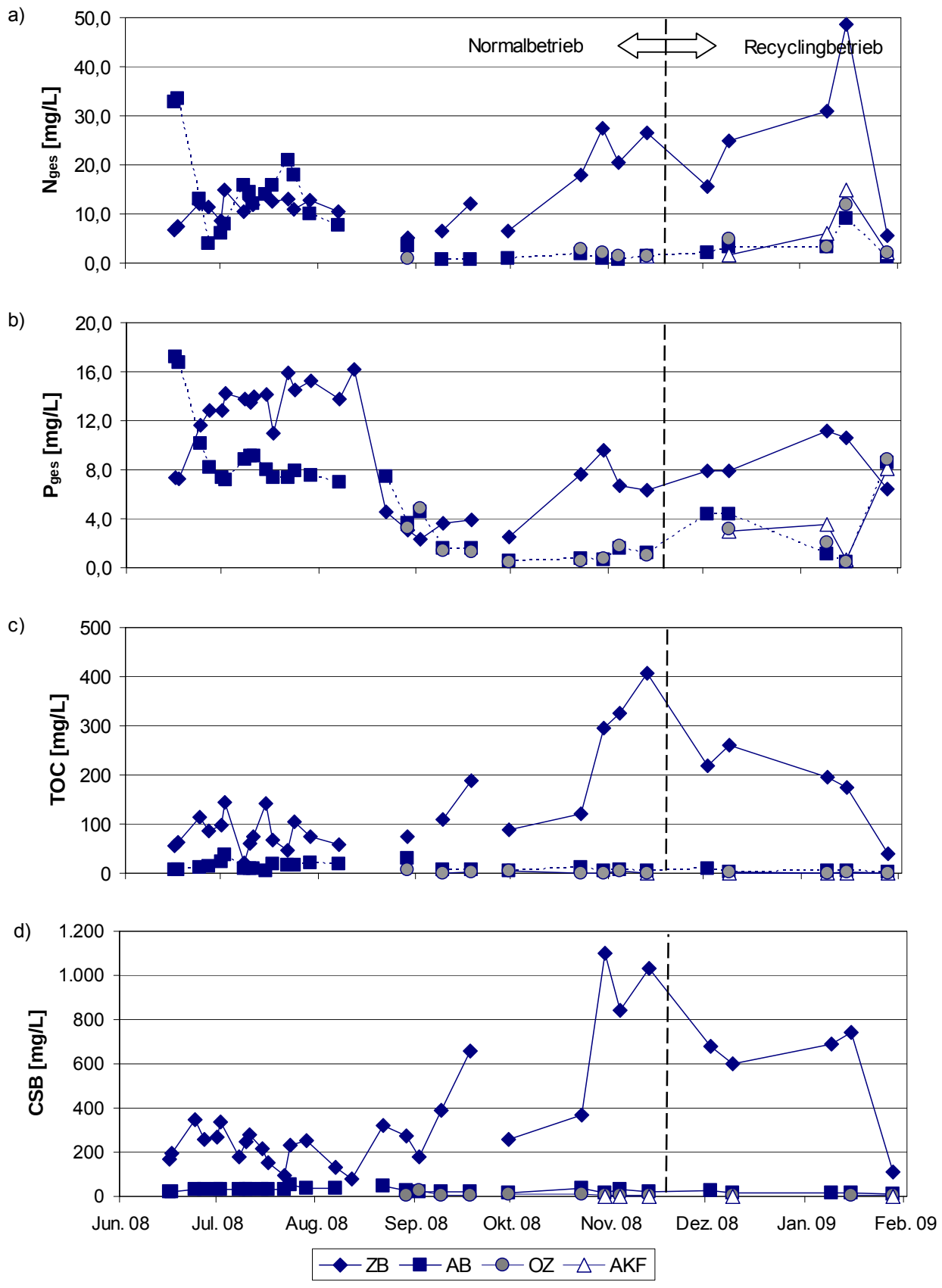


Abbildung 52: Konzentrationsprofile der GW-Pilotanlage für die Parameter CSB, TOC, N_{ges} und P_{ges}

Da die Versuchsanlagen ohne gezielte Phosphorelimination, z.B. mittels Fällung durch Metallsalze betrieben wurden, wird auch der Phosphor im Wesentlichen auf biologischen Weg infolge der Bioassimilation im MBR entfernt. Der Gesamtwirkungsgrad der Versuchsanlage bzgl. P_{ges} betrug 90 %, wovon etwa 78 % bereits im MBR eliminiert wurden.

Wie im SW-Kreislauf wurde auch im GW-Kreislauf eine Anreicherung von Salzen (abgeschätzt mittels LF-Messungen) unmittelbar nach Inbetriebnahme der Wasserrückführung ins Gebäude D des FhI UMSICHT beobachtet. Da GW allerdings per se einen geringen Salzgehalt aufweist, die Nährsalze Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor nahezu vollständig aus dem System eliminiert wurden, betrug dieser maximal 1,2 mS/cm. Vergleichbare Anreicherungsprozesse wie sie im SW-Kreislauf bereits nach wenigen Wochen beobachtet wurden, konnten bei GW nicht festgestellt werden.

Eine abschließende Beurteilung des Grauwasserkreislaufs aus chemisch-physikalischer Sicht ist aufgrund der des kurzen Betriebszeitraums mit Wasserrückspeisung nicht möglich.

Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die bisherigen Untersuchungen belegen, dass die Eliminationsleistung der eingesetzten Verfahrenstechnik sehr hoch ist. Die durchgeführten chemischen Analysen bestätigen, dass für das aufbereitete Grauwasser höchste Anforderungen an die Wasserqualität, wie z.B. den Vorgaben der TrinkwV (2001), erreicht werden. Darüber hinaus kann durch den modulare Aufbau der Anlage bedarfsangepasst Grauwasser zur Toilettenspülung oder zur Bewässerung aufbereitet werden. Die Auswahl der Nutzungen hat dabei aufgrund der jeweiligen spezifischen Anforderungskriterien einen erheblichen Einfluss auf den Umfang der Aufbereitung.

5.1.2 Hygienisch mikrobiologische Qualität der Abwässer

5.1.2.1 Charakterisierung der Qualität im Reinigungsverlauf

Der Untersuchungsumfang zur hygienisch-mikrobiologischen Beurteilung des KOMPLETT-Systems erstreckte sich über die einzelnen Module der Grau- und Schwarzwasseraufbereitung. Die Wasserproben wurden auf das Vorhandensein verschiedener bakterieller Parameter untersucht. Weiterhin wurde der Parameter somatische Coliphagen als Indikator für andere möglicherweise vorhandene Viren genutzt und am Pilotstandort fand eine Untersuchung auf Noroviren statt.

Schwarzwasser

Während der Technikumsphase in Kaiserslautern konnte gezeigt werden, dass die Fäkalindikatoren – *E. coli* und Fäkalstreptokokken - in der biologischen Verfahrenstufe auf Konzentrationen unterhalb des in der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001) festgelegten Grenzwertes von 0 KBE/100mL reduziert werden. Eine Wiederverkeimung im System mit Fäkalindikatoren wurde nicht beobachtet (vgl. Abbildung 53). In der Pilotanlage waren diese Ergebnisse reproduzierbar; auch hier fanden sich nach dem MBR keine Fäkalindikatoren in 100 mL Untersuchungsvolumen.

Die allgemeine Koloniezahl kann als Indikator für bakterielles Wachstum im System gesehen werden. Über die allgemeine Koloniezahl wird vor allem die apathogene autochtone Wasserflora erfasst. In der Regel kann über die Bebrütungstemperatur eine gewisse Differenzierung zwischen natürlicher Flora (20°C) und Wasserkontaminanten, z.B. aus Fäkalien (36°C) erfolgen. Deshalb müssen sich beide Parameter auch nicht parallel in gleichen Größenordnungen nachweisen lassen.

In der Schwarzwasseraufbereitung wurden die allgemeinen Koloniezahlen bei 20°C (KBE20) und bei 36°C (KBE36) deutlich reduziert. Während der Technikumsphase erreicht der Median aller Proben (n=13) der KBE20 nach der Ozonierung einen Wert von 12,1/mL. Eine weitere Reduktion durch die UV-Module trat nicht auf. Am Pilotstandort liegt die KBE20 nach dem MBR im Median bei 8,5 KBE/mL, steigt nach der Ozonierung auf 114 KBE/mL und liegt nach der UV-Einheit bei 2.020 KBE/mL. Die KBE36 sank während der Aufbereitung nicht so stark wie die KBE20 und betrug im Median 308 KBE/mL nach der Ozonierung in der Technikumsanlage und 158 KBE/mL in der Pilotanlage. Auch hier erfolgt nach der UV-Einheit ein Anstieg der medianen Konzentrationen auf 386 KBE/mL (Technikum) bzw. 4.950 KBE/mL (Pilot). Da das System nicht steril ist und keine Sterilisation während der Aufbereitung erreicht wird, können sich vorhandene Bakterien unter geeigneten Bedingungen vermehren. Positiv auf das Wachstum wirken sich die Wassertemperatur, gering durchströmte Bereiche, Winkelstücke und vorhandene organische Substanzen (Nährstoffe) aus.

Der Parameter *Pseudomonas aeruginosa* wurde ebenfalls im Schwarzwasser bestimmt, da dieses Bakterium Biofilme bildet und dies ein bekanntes Problem in Hausinstallationen ist. In der Technikumsanlage sanken die *Ps. aeruginosa*-Konzentrationen im Schwarzwasser erst nach deutlicher Erhöhung der Ozoneinspeisung in allen Anlagenteilen nach der Ozonierungseinheit unter die Nachweisgrenze von 0 KBE/100mL. Sobald die Ozonierung unterbrochen oder reduziert war, konnte ein Aufwachsen von *Ps. aeruginosa* beobachtet werden. Dies wurde auch durch die UV-Einheit nicht unterbunden.

In der Pilotanlage in Oberhausen konnte das KOMPLETT-System kontinuierlich betrieben werden. Nach dem MBR waren im Median noch 98 KBE/100mL *Ps. aeruginosa* nachweisbar. Diese wurden durch die Ozonierung soweit reduziert, dass in 100 mL Untersuchungsvolumen keine *Ps. aeruginosa* nachweisbar waren. In den folgenden UV-Modulen wurde ein Wachstum von *Ps. aeruginosa* beobachtet und es lagen hier im Durchschnitt 150 KBE/100mL *Ps. aeruginosa* vor. Diese Wiederverkeimung wurde in dem System begünstigt, da es aufgrund der Forschungstätigkeit immer wieder Arbeiten unterzogen wurde. Während der kontinuierlich störungsfreien Betriebszeit im Oktober 2008 wurden keine Pseudomonaden und Legionellen nach der UV-Einheit nachgewiesen. Es wird somit davon ausgegangen, dass bei einwandfreiem Betrieb der Anlage auch im Schwarzwasser keine Pseudomonaden auftreten werden und somit die Empfehlungen der fbr erfüllt werden.

Coliphagen konnten im Zulauf der Technikumsanlage in einer medianen Konzentration von 6.500 PBE/100mL nachgewiesen werden. Das Konzentrationsmaximum betrug 20.800 PBE/100mL. Nach dem MBR waren keine Phagen in 100 mL nachweisbar und auch in weiteren Anlagenteilen wurden keine Phagen nachgewiesen. Während des Pilotbetriebes in Oberhausen wurden im Oktober 2008 nach dem MBR während drei Probenahmen Phagen in Konzentrationen <10 PBE/100mL nachgewiesen. Sowohl vorher als auch nachher

waren die Konzentrationen immer 0 PBE/100mL. Im weiteren Verlauf der Aufbereitung war die Phagenkonzentration immer unterhalb der Nachweisgrenze von 0 KBE/100mL. In der Pilotanlage in Oberhausen wurden die Schwarzwasserproben auch auf das Vorhandensein von Noroviren untersucht. Diese Viren lösen Gastroenteritiden beim Menschen aus und sind typische Erreger von Winterepidemien. Am Pilotstandort in Oberhausen konnten schon im Zulauf der Anlage (bei einer Probenanzahl von n=12) keine Noroviren nachgewiesen werden. In den anderen Aufbereitungsschritten (n=39) waren ebenfalls keine positiven Nachweise möglich.

Legionellen wurden während der Technikumsphase im Schwarzwasser nicht bestimmt. Während der Pilotphase in Oberhausen wurde dieser Parameter jedoch in die Untersuchungen miteinbezogen, um weitere Daten zum Verhalten und Auftreten dieses Organismus im System zu gewinnen. Erstmalig traten Legionellen nach der Biologie und im weiteren Verlauf der Aufbereitung im Oktober 2008 auf. Die maximale Konzentration lag bei 282 KBE/100mL. Durch die Ozonierung wurden Legionellen abgetötet und ihre Konzentration sank auf maximal 15 KBE/100mL. Ähnlich wie bei den Pseudomonaden wurde in den UV-Modulen ein Anstieg der Konzentration beobachtet. Die maximale Konzentration betrug hier 1960 KBE/100mL. Neben der Konzentration wurde auch die Serogruppe von *Legionella pneumophila* bestimmt. Wenn Legionellen im Schwarzwasser nachgewiesen wurden, handelte es sich immer um Serogruppe 2-14, mit einer Ausnahme am 26.01.09 wurde im Ablauf des MBR neben Serogruppe 2-14 auch einmalig Serogruppe 1 nachgewiesen. Legionellen der Serogruppe 1 lösen am häufigsten humane Erkrankungen aus. Aus diesem Grund wird insbesondere auf eine neidrige Konzentration dieser Bakterien in der Hausinstallation geachtet. Während in der Vergangenheit Bildung von Aerosolen bei der Toilettenspülung und somit ein potentielles Infektionsrisiko diskutiert wurden, zeigen neuere Untersuchungen, das dieses Phänomen bei der Toilettenspülung keine Rolle spielt und somit kein Infektionsrisiko bei der Wiederverwendung als Schwarzwasser besteht. Trotzdem belegen die Ergebnisse, dass das Schwarzwasser das Potential für eine Vermehrung von Legionellen besitzt. Somit müsste von einer Verwendung des Schwarzwasser in Duschen

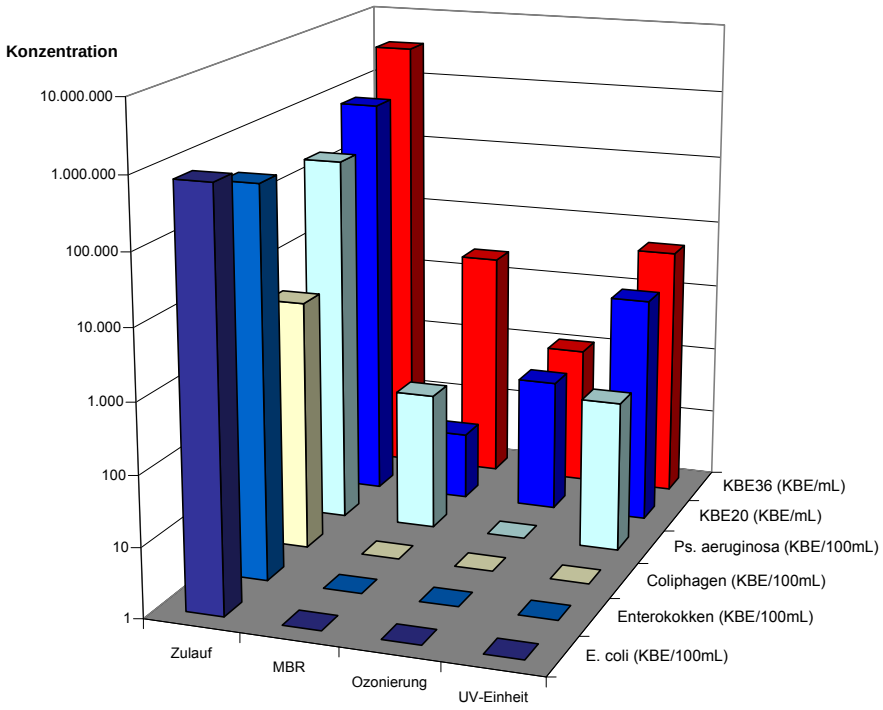


Abbildung 53: Auftreten verschiedener Bakterienarten, Coliphagen und Allgemeiner Koloniezahl bei 20°C und 36°C in den einzelnen Stufen der Schwarzwasseraufbereitung dargestellt anhand des Medians (n=12)

Grauwasser

Die Grauwasseraufbereitung erfolgte mit dem Ziel ein Wasser zu produzieren, welches höchsten Qualitätsansprüchen genügt. Zur Überprüfung dieser Anforderung wurden dieselben mikrobiologischen Parameter untersucht wie im Schwarzwasser.

Im Zulauf der Pilotanlage waren Fäkalstreptokokkenkonzentrationen von 37.800 KBE/100mL messbar und *E. coli* lag in Konzentrationen von 35.500 KBE/100mL vor. Nach dem MBR waren die Fäkalindikatoren – *E. coli,* coliforme Bakterien und Fäkalstreptokokken – auf Konzentrationen unterhalb des in der Trinkwasserverordnung festgelegten Grenzwertes von 0 KBE/100mL reduziert. Eine Wiederverkeimung im System trat nicht auf.

Im Zulauf der Pilotanlage lagen die Allgemeinen Koloniezahlen durchschnittlich bei 650.000 KBE/L. Durch den MBR wurde die Konzentration auf 28,5 KBE/mL (KBE20), bzw. 341 KBE/mL (KBE36) reduziert. Die noch vorhandenen Kolonien bildenden Einheiten waren bei einer Bebrütungstemperatur von 20°C nach der Ozonierung nicht mehr nachweisbar, bei 37°C Bebrütungstemperatur lag im Median noch eine Kolonie im Milliliter vor (Maximum 3 KBE/mL). In der folgenden Aktivkohlefiltration können sich vorhandene Bakterien ansiedeln und eine stabile Bakterienflora innerhalb der Filter etablieren. Nach dem Aktivkohlefilter war die KBE36 auf 1060 KBE/mL angestiegen, konnte jedoch im Reinwasser durch die vorhandene Desinfektion auf 0 KBE/mL gesenkt werden. Da keine weitergehende Differenzierung der nachweisbaren Bakterien stattfand, kann an dieser Stelle keine Aussage gemacht werden, um welche Bakterien es sich bei den in der allgemeinen Koloniezahluntersuchungen aufgetretenen handelt.

Das Grauwasser wurde am Pilotstandort auf das Vorkommen von Legionellen untersucht. Hier waren nach der Ozonierung keine Legionellen in 100mL Probenvolumen nachweisbar. Nach dem Aktivkohlefilter ließen sich Legionellen in Konzentrationen von im Median 584 KBE/100mL nachweisen. Das Minimum betrug 250 KBE/100mL und das Maximum 3630 KBE/100 mL. Im Ablauf des Reinwassers waren bei keiner Probenahme Legionellen in 100mL Probenvolumen nachweisbar. Legionellen gehören zu den Bakterien, die sich bevorzugt in Aktivkohle ansiedeln, da die Aktivkohle schädliche Stoffwechselprodukte adsorbiert. Diese „Vorliebe“ macht man sich auch bei dem Labornachweis zu Nutze und setzt Nährmedien ein, die Aktivkohle enthalten.

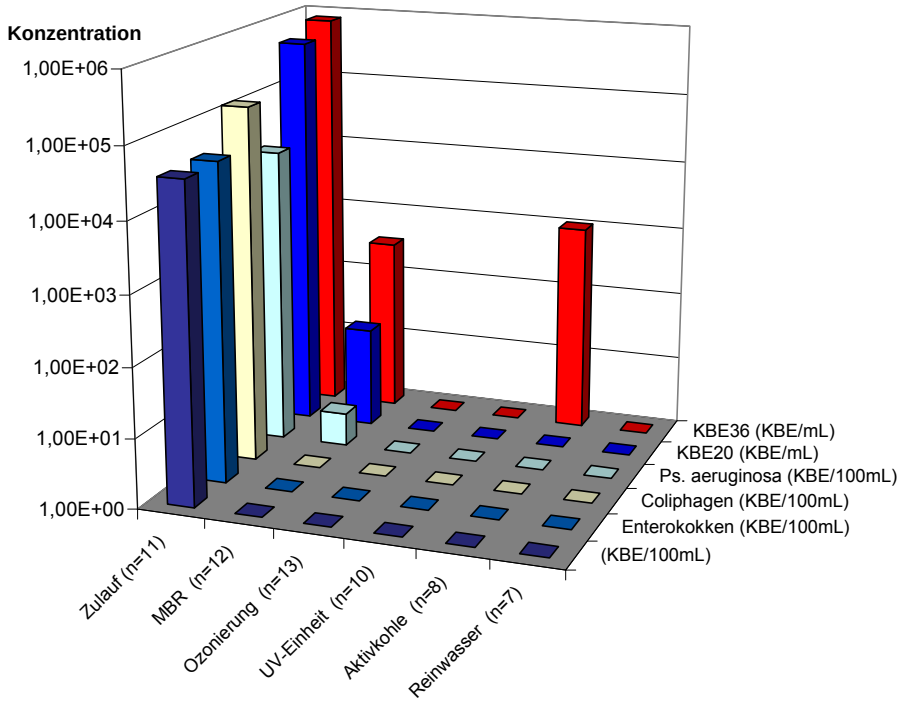


Abbildung 54: Auftreten verschiedener Bakterienarten, somatischer Coliphagen und Allgemeiner Koloniezahl bei 20°C und 36°C in den einzelnen Stufen der Grauwasseraufbereitung dargestellt anhand des Medians

Somatische Coliphagen ließen sich im Zulauf des Grauwasserkreislaufes in Konzentrationen von 136.000 PBE/100mL nachweisen. Nach dem MBR und in den weiteren Verfahrensstufen waren keine Coliphagen in 100mL Volumen nachweisbar. Wie im Schwarzwasser ließen sich im Grauwasser schon im Zulauf der Proben (n= 11) keine Noroviren nachweisen. Auch in den weiteren Aufbereitungsstufen (n= 50) traten keine Noroviren auf.

Bewertung der Reinigungsleistung

Aus hygienischer Sicht sollte die Verwendung des im KOMPLETT-System produzierten Wassers ohne Gesundheitsrisiken möglich sein. Das Grauwasser sollte zu einem Wasser aufbereitet werden, das höchsten Qualitätsansprüchen gerecht wird und im Haushalt an Stelle von Trinkwasser verwendet werden kann. Aus diesem Grund muss laut deutscher

Trinkwasserverordnung dieses "…Wasser für den menschlichen Gebrauch […] frei von Krankheitserregern, genusstauglich und rein sein."

Zur Überprüfung schreibt der Gesetzgeber vor, dass das Wasser auf die Parameter *E. coli*, coliforme Bakterien und allgemeine Koloniezahl bei 20°C und 36°C Bebrütungstemperatur zu untersuchen ist, und die in der Trinkwasserverordnung (2001)vorgegebenen Richt- und Grenzwerte eingehalten werden müssen (vgl Tabelle 45) .

Während des Technikum- und Pilotbetriebes konnten die in der TrinkwV geforderten Grenzwerte für *E. coli*, coliforme Bakterien und die Allgemeine Koloniezahl bei kontinuierlichem Betrieb eingehalten werden. Für die Fäkalindikatoren *E. coli* und Fäkalstreptokokken betrug die Reinigungsleistung des Systems im MBR 6 Log_{10}-Stufen (99,9999 %). Nach dem MBR waren diese Organismen nicht mehr nachweisbar und es kam auch zu keiner beobachtbaren Rekontamination des Systems. Für die KBE20 war der Median aller Proben (n=13) der nach der Ozonierung bei einen Wert von 12,1/mL und entsprach damit den Anforderungen der TrinkwV (2001) für Wasserqualität bei Verlassen der Aufbereitung. Die Kombination von MBR und Ozonierung reicht nach den gewonnenen Kenntnissen aus, um das Grauwasser mikrobiologisch einwandfrei zu einem Wasser aufzubereiten, das den Anforderungen der TrinkwV (2001) genügt.

Der Parameter *Ps. aeruginosa* muss nach Trinkwasserverordnung nicht untersucht werden. Die orale Aufnahme dieser Bakterien stellt kein Gesundheitsrisiko dar. Sowohl in der Mineral- und Tafelwasserverordnung, als auch in der DIN 19643 zur Badewasserqualität wird jedoch für dieses Bakterium ein Grenzwert festgelegt (1997, 1984), da Pseudomonaden Beläge/Biofilme bilden und Mittelohrentzündung sowie die so genannte Whirlpool-Dermatitis auslösen können. Daneben können sie als opportunistischer Krankheitserreger Pneumonien, Harnwegsinfektionen oder Wundinfektion insbesondere bei Verbrennungsopfern auslösen (Zichichi et al., 2000, Trautmann et al., 2001, Exner et al., 2007). Im Krankenhaus ist *Ps. aeruginosa* einer der wichtigsten Erreger von Krankenhausinfektionen

Während der Technikumsphase kam es durch Umbau, Justierungen und andere notwendige Tätigkeiten zu Ausfallzeiten des Systems. Nach diesen Ausfallzeiten durchgeführte Probenahmen zeigten ein Wachstum von *Ps. aeruginosa* in allen Anlagenteilen. Es war somit während dieser Stagnationsphasen mit fehlender Desinfektion zur Vermehrung dieses Biofilmbildners gekommen. Auf der Suche nach der Ursache für die Kontamination wurde retrospektiv vermutet, dass dies während der Bauphase der Technikumsanlage bei der Spülung von Bauteilen oder Dichtigkeitsprüfungen mit Trinkwasser eingetreten ist. Pseudomonaden finden sich regelmäßig in Hausinstallationen und können Perlatoren, Armaturen und Schläuche besiedeln (Wingender, 2009, September et al., 2007). Nach dem Spülen der Anlagenteile genügte offensichtlich das Vorhandensein geringer Feuchtigkeitsmengen in Ritzen, Gewinden und ähnlichem den Pseudomonaden zu überleben. Da sie Biofilme bilden, sind sie in diesen vor Desinfektionsmaßnahmen gut geschützt und schwer zu erreichen (Blanc et al., 2004, deVictorica and Galván, 2001, UBA, 2002). Erst eine Desinfektion der Technikumsanlage mit Wasserstoffperoxid brachte die gewünschte Reduktion der Bakterien unter die Nachweisgrenze. Trotzdem waren weiterhin Restbeläge vorhanden, von denen aus bei Stillstandzeiten eine weitergehende Verkeimung des Anlagensystems erfolgte. Dies äußerte sich in Richtwert überschreitenden Koloniezahlen und dem Nachweis von *Ps. aeruginosa* im Ablauf des Reinwassers. Nachdem ein kontinuierlicher Anlagenbetrieb aufrecht erhalten werden konnte, wurde jedoch der für

Badewasser bestehende Grenzwert für *Ps. aeruginosa* von 0 KBE/100mL bei der Abgabestelle des Wassers an den Verbraucher eingehalten. Vor dem Betrieb der Pilotanlage wurden die Anlagenmodule gereinigt und desinfiziert. Da die Problematik der Wiederverkeimung nun bekannt war, wurden geeignete Maßnahmen ergriffen, um ein erneutes Biofilmwachstum zu verhindern.

Auch die durch die unabhängigen Institute durchgeführten Beprobungen des Reinwassers vor der Abgabe an den Verbraucher zeigten kein Wachstum von *Ps. aeruginosa* und den weiteren in der Trinkwasserverordnung geforderten Parameter. Von der WVE wurden am Technikumsstandort in Kaiserslautern mehrfach über einen Zeitraum von 14 Tagen unabhängige Beprobungen durchgeführt. In der Grauwasseraufbereitung wurden Fäkalindikatoren und *Ps. aeruginosa* sicher eliminiert und die Anforderungen der Trinkwasserverordnung für die mikrobiologischen Parameter erfüllt. Dies wurde bei einer weiteren Untersuchung des Grauwassers am Pilotstandort in Oberhausen durch das Hygiene-Institut des Ruhrgebietes, Gelsenkirchen, bestätigt. Das Wasser entspricht somit aus hygienisch-mikrobiologischer Sicht den Anforderungen der Trinkwasserverordnung. Eine Verwendung des aufbereiteten Grauwassers in Waschmaschinen und Duschen stellt somit nach derzeitigem Kenntnisstand kein Gesundheitsrisiko dar. Diese Meinung wurde auch vom zuständigen Gesundheitsamt in Oberhausen mitgetragen, welches der Kreislaufführung des Grauwassers und seiner Verwendung in den Waschmaschinen und Duschen nach Beleg des einwandfreien Betriebs zustimmte. Im Pilotbetrieb konnte also gezeigt werden, dass ein hygienisch-mikrobiologisch einwandfreier Betrieb des KOMPLETT-Systems möglich ist.

Antibiotika-resistente Bakterien stellen im medizinischen Bereich ein wachsendes Problem bei der Patientenbehandlung dar. Bei einem Wasserrecycling besteht die Gefahr, dass Resistenzen zwischen Bakterien während der Abwasseraufbereitung in der Biologie ausgetauscht oder erworben werden. Zusätzlich können vorhandene Reste von verwendeten Antibiotika im Abwasser dazu führen, dass die Resistenzbildung von Bakterien gefördert wird. Aus diesem Grund wurden Untersuchungen zum Vorkommen von antibiotika-resistenten Bakterien im KOMPLETT-System durchgeführt. Zielorganismen waren Fäkalstreptokokken und Pseudomonaden, die dazu neigen, Multiresistenzen zu entwickeln. Insgesamt wurden 20 verschiedene Antibiotika getestet, die entsprechend der Zielorganismen ausgewählt wurden. Fäkalstreptokokken (n=309) wurden aus dem MBR gewonnen, da die Organismen in den weiteren Aufbereitungsstufen nicht mehr nachweisbar waren. Pseudomonaden (n=205) wurden in der Technikumsphase im gesamten System isoliert und untersucht. Multiresistenzen gegen bis zu 16 der 20 Antibiotika wurden beobachtet. Es handelte sich immer um natürlich vorkommende Resistenzen, die nicht künstlich erworben wurden. Daneben ließen sich einmalig Vancomycin-resistente Enterokokken (VRE) anhand von drei Isolaten nachweisen. Dies war von besonderem Interesse, da diese multi-resistenten Erreger bei Klinikisolaten meldepflichtig sind. In den folgenden Beprobungen traten diese Erreger nicht mehr in Erscheinung.

Ps. aeruginosa war mit zwei unterschiedlichen Resistenztypen nachweisbar, die aus medizinischer Sicht beide nicht klinisch relevant waren. Innerhalb der Aufbereitungsstufen ließ sich mittels PFGE (Pulsfeldgelelektrophorese) immer derselbe Stamm nachweisen. Zwischen den Aufbereitungsstufen unterschieden sich die Stämme, sodass davon ausgegangen werden kann, dass es in den einzelnen Stufen homogene Strukturen gibt, die jedoch aus unterschiedlichen Stämmen hervorgegangen sind. Eine Vermischung und ein

Austausch zwischen den Aufbereitungsstufen scheinen nicht stattgefunden zu haben. Dies stützt die Hypothese, dass in der Anlage Biofilme zu einem frühen Zeitpunkt entstanden sind, die - einmal etabliert - nicht mehr vollständig beseitigt werden konnten.

Insgesamt ergab die Untersuchung auf Antibiotikaresistenzen, dass bei der Aufbereitung und Wiederverwendung von häuslichem Abwasser über die Fäkalien in der Regel keine klinisch relevanten multiresistenten Erreger in das System gelangen. Über Fäkalien ausgeschiedene multiresistente Erreger verbleiben größtenteils im MBR und werden abgetötet. Der vermehrte Austausch von Resistenzen im MBR wurde nicht beobachtet. Hier ist aber durchaus noch Forschungsbedarf vorhanden, da keine spezifischen Untersuchungen zum Resistenzaustausch zwischen Belebtschlammflora und humanpathogenen Bakterien durchgeführt wurden.

Eine weitere wichtige Komponente der hygienisch-mikrobiologischen Untersuchungen war der Nachweis von somatischen Coliphagen und Noroviren. Somatische Coliphagen können als Indikator für humane enterale Viren verwendet werden (Dawson et al., 2005, Bae and Schwab, 2008). Ihre Vorhersagekraft für das Auftreten von Noroviren ist aber begrenzt. Während des Pilotbetriebes in Oberhausen konnten im Zulauf des Systems ständig Coliphagen sowohl im Grau- als auch im Schwarzwasser nachgewiesen werden. Die Konzentrationen lagen zwischen 10^3 -10^6 PBE/100mL. Nach dem MBR waren keine Phagen mehr nachweisbar. Die Rückhaltekapazität und somit Reinigungsleistung beträgt also mindestens drei Log_{10}-Stufen, war aber bis sechs Log_{10}-Stufen messbar. Die Kombination aus Belebtschlamm und feinporigen Membranen ist also sehr gut geeignet, um Phagen und dementsprechend auch andere Viren zunächst zu binden und dann an der Membran abzuscheiden. In der anschließenden Ozonung werden Viren ebenfalls effektiv inaktiviert, wie auch Studien von Shin und Sobsey (2003) gezeigt haben. Die Sicherheit der Abwasseraufbereitung im KOMPLETT-System hinsichtlich viraler Krankheitserreger ist also durch zwei unabhängige, effektive Desinfektionsschritte gegeben.

Während des Projektes wurde die Methodik des Norovirusnachweises aus gering kontaminierten Wässern am IHPH etabliert. Die Untersuchung des Grau- und Schwarzwassers aus der Pilotanlage war jedoch für Noroviren schon im Zulauf der Anlage negativ. Obwohl also der infektiologisch richtige Zeitpunkt in den Wintermonaten vorlag, traten in dem Versuchskollektiv der Nutzer am Standort Oberhausen keine Norovirusinfektionen auf. Somit ist es nicht möglich, einen Vergleich zwischen der Reinigungseffektivität des Systems für Noroviren und Coliphagen zu treffen.

5.1.3 Biodosimetrische Versuche

5.1.3.1 Technikumsanlagen

In den Technikumsanlagen in Kaiserslautern erfolgte nach Erreichen des Routinebetriebs biodosimetrische Untersuchungen an den folgenden Terminen: 05.09.2007 und 16.10.2007. Diese Untersuchungen dienten dazu, den Ablauf und die Methodik zu optimieren, indem diese an die gegebenen Bedingungen angepasst wurden. Des Weiteren sollten erste Hinweise auf die mikrobiologische Wirksamkeit der einzelnen eingesetzten Membran- und Desinfektionstechnologien im Grau- und Schwarzwasserkreislauf erzielt werden.

Schwarzwasser

Im Schwarzwasserprozess wurden die folgenden Verfahrensstufen untersucht:

a) Ozontechnologie

b) UV-Technologie (bis zu 3 Mitteldruckstrahler)

Ozontechnologie

In den Vorlagebehälter (70 L) wurde der Biodosimeter bestehend aus *B. subtilis*-Sporen und *E. coli* zugeführt. Die Durchflussgeschwindigkeit betrug 15 L/h und die Probenahme erfolgte stündlich über einen Zeitraum von 3 Stunden. Die erste biodosimetrische Untersuchung zeigte, dass die Durchflussgeschwindigkeit und der Zeitpunkt der Probenahme besser auf das Reaktionsvolumen im Ozonreaktor abgestimmt werden mussten. Am 16.10.07 war die Ozontechnologie außer Betrieb und es wurde eine außerplanmäßige Wasserstoffperoxid-Desinfektion durchgeführt, wodurch die Bewertungen der einzelnen Verfahrensstufen an diesem Tag nicht möglich bzw. aussagekräftig waren.

UV-Technologie

Die biodosimetrische Untersuchung erfolgte wie im Grauwasserkreislauf beschrieben. Aufgrund der außerplanmäßigen Desinfektion war eine Beurteilung der Verfahrensstufen zu diesem Zeitpunkt nicht möglich.

Grauwasser

Im Grauwasserprozess der Technikumsanlage in Kaiserslautern wurden die folgenden Verfahrensstufen untersucht:

a) Ozontechnologie

b) UV-Technologie (bis zu 3 Mitteldruckstrahler)

c) Keramische Ultrafiltration

Ozontechnologie

Die Vorlagebehälter wurden im Grauwasser auf 200 L und im Schwarzwasser auf 70 L eingestellt und mit *B. subtilis* und *E. coli* als Biodosimeter kontaminiert. Die Durchflussgeschwindigkeit und die Zeitpunkte der Probenahme wurden im zweiten Durchgang variiert, um die biodosimetrische Untersuchung zu optimieren (Erfassung der Surrogat-Mikroorganismen). Bei der Ozontechnologie musste das hohe Reaktionsvolumen in den Ozon-Reaktoren und der damit verzögerte Durchsatz des Volumens beachtet werden, um die Zeitpunkte der Probenahme darauf abstimmen zu können.

Tabelle 36: Reduktionsvermögen der Ozontechnologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, *E. coli*

Ozontechnologie (GW)					
Testorg.	Zugabe in Vorlage-behälter	Probenahme (nach X h)	Mittelwert (MW) KBE/ml im Zulauf	Mittelwert (MW) KBE/ml im Ablauf	MW Reduktion (log_{10}-Stufen)
B.subtilis-Sporen	~ 32.000 KBE/ml	1 h – 5 h	20.700	0	4,32 (tRF)
E.coli	~ 19.000 KBE/ml		12.017	0	4,08 (tRF)

tRF: totaler Reduktionsfaktor

Im Grauwasserkreislauf konnte die Ozontechnologie sowohl die zudosierten *B. subtilis*-Sporen als auch *E. coli* vollständig inaktivieren.

UV-Technologie

Ein Vorlagebehälter 20 L wurde mit dem Biodosimeter kontaminiert und dieses mit Hilfe einer Dosierpumpe (Magdos DE20, Fa.Jesco) mit einer Fördermenge von 36 L/h in den Gesamtvolumenstrom zudosiert. Probenahmen am Zu- und Ablaufhahn erfolgten alle 5 Minuten. In 10-minütigen Abständen wurden nacheinander jeweils ein UV-Mitteldruckstrahler außer Betrieb genommen, um den Einfluss der in Betrieb befindlichen UV-Strahler quantifizieren zu können.

Tabelle 37: Reduktionsvermögen der UV-Technologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B.subtilis*-Sporen, *E.coli*

UV-Technologie (GW)					
Testorg.	Probenahme (nach X min)	Anzahl der Strahler	Mittelwert (MW) KBE/ml im Zulauf	Mittelwert (MW) KBE/ml im Ablauf	MW Reduktion (log_{10}-Stufen)
B.subtilis-Sporen	5 min – 25 min	0	7.300	7.300	0
		1	7.300	6.615	0,04
		2	7.300	1.340	0,74
		3	7.300	106	1,96
E.coli		0	5.850	5.850	0
		1	5.850	2.250	0,45
		2	5.850	214	1,45
		3	5.850	0	3,76 (tRF)

tRF: totaler Reduktionsfaktor

Mit der Untersuchung vom 16.10.07 konnte eine gute Korrelation der UV-Bestrahlung über die Anzahl der in Betrieb genommenen Mitteldruckstrahler mit der Reduktion der Testorganismen biodosimetrisch belegt werden.

Bei Inbetriebnahme von 3 Mitteldruckstrahlern wurden die *B. subtilis*-Sporen im Mittel um 1,96 log_{10} und *E. coli* um 3,76 log_{10} reduziert.

Außerplanmäßige Desinfektionsmaßnahmen, wie am 05.09.07 im Grauwasserkreislauf mit Wasserstoffperoxid, beeinflussten die biodosimetrische Untersuchungen entscheidend, so dass an diesen Tagen keine Aussagen über die Wirkungsweise der einzelnen verbauten Technologie möglich waren.

Keramische Ultrafiltration

Zur Überprüfung der Membrantechnologie wurde im Vorlagebehälter (200 L) ein Biodosimeter bestehend aus *B. subtilis*-Sporen und MS2-*Phagen* vorgelegt. Bei einer Durchflussgeschwindigkeit von ca. 600 L/h wurden alle 5 Minuten über einen Zeitraum von 20 Minuten 4 Proben entnommen.

Die Membrantechnologie erzielte eine vollständige Reduktion der Sporen. Die MS2-Phagen mit einer Größe von ca. 0,02 µm konnten nicht vollständig durch die Membran zurückgehalten werden, jedoch konnte im Mittel eine Reduktion um 2,77 log_{10} erzielt werden.

Tabelle 38: Reduktionsvermögen der Membrantechnologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, MS2-Phagen

Keramische Ultrafiltration (GW)				
Testorg.	Probenahme (nach X min)	Mittelwert (MW) KBE/ml im Zulauf	Mittelwert (MW) KBE/ml im Ablauf	MW Reduktion (log_{10}-Stufen)
B.subtilis-Sporen	5 min - 20 min	5.475	0	3,74 (tRF)
MS2-Phagen		16.525	29	2,77

tRF: totaler Reduktionsfaktor

Zusammenfassung

Der Ablauf und die Methodik der biodosimetrischen Untersuchungen konnte während der Technikums-Phase auf die Anlage abgestimmt werden. Im Grauwasserkreislauf konnten erste Erkenntnisse zur Wirksamkeit der Verfahrensstufen erzielt werden.

Die effektive Desinfektionswirkung von Ozon im Trinkwasserbereich ist hinreichend bekannt und wird unter anderem durch Bringmann (1954) belegt und im Technischen Regelwerk W225 (DVGW, 2002a) behandelt. Ziel der vorliegenden Studie war es, die Ozonzugabe so zu optimieren, um eine sichere Inaktivierung der vorherrschenden humanpathogenen Mikroorganismen bei gleichzeitigen Abbau der organischen bzw. anorganischen Inhaltsstoffe

zu gewährleisten und zum anderen eine Freisetzung ungewünschter Nebenprodukte, wie Bromat, so gering wie möglich zuhalten (DVGW, 2002b).

Im Grauwasserkreislauf konnten alle Testorganismen bis zur Nachweisgrenze (bis zu 4,32 log_{10} Einheiten) reduziert werden (siehe Tabelle 43).

Die sich anschließende UV-Bestrahlung sollte zum einen den Restozongehalt reduzieren und zum anderen noch verbliebene aktive Mikroorganismen inaktivieren. Ziel war es, eine Aussage über die Anzahl der erforderlichen UV-Bestrahlungseinheiten (UV-Dosis) zu erhalten.

Die UV-Technologie im Grauwasserkreislauf zeigte in Abhängigkeit der eingesetzten UV-Betrahlungseinheiten eine sehr gute Korrelation zur Reduktion der Testorganismen (siehe Tabelle 44). Bei Inbetriebnahme von 3 Mitteldruckstrahlern wurden die *B. subtilis*-Sporen im Mittel um 1,96 log_{10} und *E. coli* um 3,76 log_{10} reduziert. Es bleibt zu berücksichtigen, dass das zeitweise vorhandene Restozon einen Einfluss auf die Messungen gehabt hat. Die o.g. Reduktionen wurden jedoch bei Verfahren bestimmt, bei denen kein Restozon vor der UV-Einheit messbar war.

Eine wichtige Erkenntnis aus diesen Voruntersuchungen der Technikumsphase war, dass außerplanmäßige Desinfektionen und jegliche Desinfektionsmittelrückstände an den biodosimetrischen Untersuchungsterminen dringend ausgeschlossen werden mussten.

Die keramische Ultrafiltration im Grauwasser wurde eingesetzt, um nun noch verbliebene aktive Partikel (Viren und Sporen) zurückzuhalten. So konnten die *B.subtilis*-Sporen mit einer Zellgröße von etwa 0,5 µm vollständig zurückgehalten und die MS2-Phagen mit einer Partikelgröße von ca. 0,02 µm um 2,77 log_{10}-Einheiten zurückgehalten werden (siehe Tabelle 38). Im Ablauf konnten noch 29 PFU/ml detektiert werden. Dies entspricht nicht dem vom DVGW geforderten Rückhaltevermögen von > 99,99% (DVGW, 2006).

Insgesamt war bereits in der Technikumsphase ein großes Potential für die einzelnen Verfahrenseinheiten zu beobachten. Die genauere Abstimmung und Einstellung der Verfahrenseinheiten erfolgte während der Pilotphase. Um eine Wiederaufkeimung zu vermeiden, spielte die Minimierung der organischen Inhaltstoffe durch Ozon jedoch eine entscheidende Rolle. Die Abstimmung der Ozonzugabe konnte daher nicht einzig und allein auf die biodosimetrischen Befunde zugeschnitten werden.

5.1.3.2 Pilotanlagen

In der Pilotanlage am Fraunhofer-Institut in Oberhausen wurden insgesamt drei biodosimetrische Untersuchungen durchgeführt. Der Schwarzwasserkreislauf konnte erstmals am 21.08.2008 untersucht werden. Am 11.11.2008 und 13.11.2008 erfolgte die Untersuchung des Grau- und Schwarzwasserkreislauf unter möglichst identischen Anlagebedingungen.

Schwarzwasser

Im Schwarzwasserkreislauf wurden dieselben Verfahrensstufen wie im Grauwasserkreislauf untersucht:

a) Membrantechnologie in der Biologie (MBR)

b) Ozontechnologie

c) UV-Technologie (bis zu 3 Mitteldruckstrahlern)

Die zusammenfassenden Darstellungen beziehen sich ausschließlich auf die Untersuchungsergebnisse vom 11.11.08 und 13.11.08, da an diesen Tagen nahezu identische Anlagebedingungen vorlagen.

Ultrafiltrationseinheit MBR (Biologie)

Die Notwendigkeit einer biodosimetrischen Untersuchung der Ultrafiltrationseinheit des Membranreaktors (MBR) ergab sich im Verlaufe des Projektes. Diese zentrale und erste Behandlungsstufe der beiden Teilströme wurde als sehr entscheidet und effektiv angesehen, so dass eine Quantifizierung des Rückhaltevermögens von großer Bedeutung war. Ursprünglich wurde diese Untersuchung nicht angedacht, da aufgrund des hohen vorherrschenden Verkeimungspotential in der Biologie eine biodosimetrische Untersuchung im ursprünglichen Sinn nicht möglich ist. Die Untersuchung der Biologie erfolgte mit einem Biodosimeter bestehend aus *B. subtilis*-Sporen und MS2-Phagen, da diese Surrogat-Mikroorganismen von den vorherrschenden Mikroorganismen besser und eindeutiger zu selektieren waren als das Bakterium *E. coli.* Zudem stellten sie aufgrund der geringeren Partikelgröße den höchsten Anspruch an die Ultrafiltrationseinheit. Die Ermittlung der Reduktion konnte in diesem Fall nur gegen die gesamte Menge an Sporenbildern und Bakteriophagen im Zulauf erfolgen.

Am 21.08.08 erfolgte erstmals die Kontamination der gesamten Biologie-Einheit (~ 1000 L). In den folgenden Untersuchungen erfolgte wie im Grauwasserkreislauf die Zudosierung des Biodosimeters im Membranreaktor (~ 220 L), da sich dieses Untersuchungsdesign als aussagekräftiger dargestellt hatte.

Tabelle 39: Reduktionsvermögen der Membrantechnologie der Biologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, MS2-Phagen

Membrantechnologie (SW)					
Testorg.	Zugabe in Vorlagebeh.	Probenahme (nach X min)	Mittelwert (MW) KBE/ml im Zulauf	Mittelwert (MW) KBE/ml im Ablauf	MW Reduktion (log_{10}-Stufen)
B.subtilis-Sporen	~4.500 KBE/ml	10 min - 40 min	15.750	0	4,20 (tRF)
MS2-Phagen	~ 5.455 PFU/ml		2.466	0	3,39 (tRF)

tRF: totaler Reduktionsfaktor

Die Ultrafiltrationseinheit konnte auch im Schwarzwasserkreislauf die Testorganismen vollständig - d.h. bis zur Nachweisgrenze – zurückhalten. Im Mittel konnten die Sporen im Zulauf um 4,20 log_{10}-Einheiten zurückgehalten werden. Für die MS2-Phagen konnte eine mittlere Reduktion von 3,39 log_{10}-Einheiten ermittelt werden. Diese Testresultate korrelieren sehr gut mit der biodosimetrischen Untersuchung der Verfahrensstufe vom 21.08.08.

Ozontechnologie

In den Vorlagebehälter (136 L) wurde das Biodosimeter bestehend aus *B. subtilis*-Sporen und *E. coli* zugeführt. Die Durchflussgeschwindigkeit betrug etwa 50 L/h und die Probenahme erfolgte stündlich über einen Zeitraum von 3 Stunden.

Tabelle 40: Reduktionsvermögen der Ozontechnologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, *E. coli*

Ozontechnologie (SW)					
Testorg. Datum	Zugabe in Vorlagebeh.	Probenahme (nach X h)	Mittelwert (MW) KBE/ml im Zulauf 11. / 13.11.08	Mittelwert (MW) KBE/ml im Ablauf 11. / 13.11.08	MW Reduktion (log_{10}-Stufen) 11. / 13.11.08
B.subtilis-Sporen	~7.279 KBE/ml	1 h - 3 h	1.320 / 4.050	40 / 0	1,52 / 3,61 (tRF)
E.coli	~ 43.235 KBE/ml		11.750 / 35.750	1.050 / 0	1,05 / 4,55 (tRF)

tRF: totaler Reduktionsfaktor

Die Untersuchung der Ozontechnologie des Schwarzwasserkreislaufs am 21.08.08 (nicht in der Tabelle aufgeführt) zeigte bei einer Ozonmenge von ca. 434 mg/L (21,7 g/h) O_3 und einer Restozonmenge im Mittel von 0,2 µg/L Ozon folgende Werte:
E. coli konnte im Mittel um 2,46 log_{10} und die *B. subtilis*-Sporen um 1,16 log_{10}-Einheiten reduziert werden. Eine vollständige Inaktivierung der Testorganismen wurde nicht gewährleistet.

Am 11.11.08 und 13.11.08 (siehe Tabelle) wurde bei einer Ozonmenge von 484 mg/L O_3 hinter der Ozontechnologie am 11.11.08 kein Restozon und am 13.11.08 ein Restozongehalt von im Mittel 0,6 µg/L Ozon nachgewiesen.

Die jeweiligen Reduktionen der Testorganismen an den beiden Untersuchungstagen korrelieren sehr gut mit diesen Beobachtungen. So wurden die *B. subtilis*-Sporen am 11.11.08 um 1,52 log_{10}-Stufe reduziert, wogegen sie am 13.11.08 mit 3,61 log_{10}-Stufen bis zur Nachweisgrenze reduziert wurden. Für *E. coli* gilt dies analog.

UV-Technologie

In den Vorlagebehälter (20 L) wurde der Biodosimeter bestehend aus *B. subtilis*-Sporen und *E. coli* zudosiert. Die Zudosierung erfolgte mit einem Volumen von 36 L/h. Der Rezirkulationsvolumenstrom betrug ca. 900 L/h. Die Probenahme am Zu- und Ablaufhahn erfolgten alle 5 Minuten. Nach 10 Minuten wurde der UV-Mitteldruckstrahler außer Betrieb

genommen, um den Einfluss der in Betrieb befindlichen UV-Strahler quantifizieren zu können.

Tabelle 41: Reduktionsvermögen der UV-Technologie im Schwarzwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, *E. coli*

UV-Technologie (SW)					
Testorg.	Anzahl der Strahler	Probenahme (nach X min)	Mittelwert (MW) KBE/ml im Vorlagebehälter	Mittelwert (MW) KBE/ml im Ablauf	MW Reduktion (log_{10}-Stufen)
Datum			11. / 13.11.08	11. / 13.11.08	11. / 13.11.08
B.subtilis-Sporen	0	5 min – 40 min	9.500	1.165	0,91
	1			17	2,75
	2			6	3,20
	3			0	3,98
E.coli	0		3.400 / 29.000	400 / 0	0,93 / 4,46
	1			0	3,53 (tRF)
	2			0	3,53 (tRF)
	3			0	3,53 (tRF)

tRF: totaler Reduktionsfaktor

Die *B. subtilis*-Sporen konnten im Schwarzwasserkreislauf bei Inbetriebnahme von einem UV-Strahler im Mittel um etwa 2,75 log_{10}-Stufen reduziert werden. Bei Inbetriebnahme von zwei bzw. drei UV-Strahlern konnten die Sporen nahezu vollständig bzw. vollständig um bis zu 3,98 log_{10}-Einheiten inaktiviert werden. Bei dem deutlich empfindlicheren Testorganismus *E. coli* hatte das Restozon im Schwarzwasser eine entscheidende Rolle bei der Inaktivierung der Testorganismen gespielt. Am 13.11.08 konnte noch hinter der UV-Anlage ein Restozongehalt von 0,6 µg/L nachgewiesen werden. Dieses Restozon führte bereits ohne Einsatz von UV-Strahlern zur vollständigen Inaktivierung der *E. coli*-Testorganismen.

Am 11.11.08 konnte kein Restozon nachgewiesen werden, hier konnten im Ablauf ohne Einsatz von UV-Bestrahlung auch *E. coli* wieder gefunden werden (400 KBE/ml).

Grauwasser

Im Grauwasserkreislauf der Pilotanlage am Fraunhofer-Institut in Oberhausen wurden die folgenden Verfahrensstufen untersucht:

a) Membrantechnologie in der Biologie (MBR)

b) Ozontechnologie

c) UV-Technologie (1 Mitteldruckstrahler)

Ultrafiltrationseinheit MBR (Biologie)

Das Biodosimeter bestehend aus *B. subtilis*-Sporen und MS2-Phagen wurde direkt in den Membrankammer (ca. 520 L) zugegeben. Der Rücklauf zu den Belebungsreaktoren wurde während des Untersuchungszeitraums von ca. 40 Minuten mechanisch verhindert. Die Durchflussgeschwindigkeit lag bei etwa 50 L/h und die Probennahme erfolgte in 10minütigem Abstand.

Tabelle 42: Reduktionsvermögen der Membrantechnologie der Biologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, MS2-Phagen

Membrantechnologie (GW)					
Testorg.	Zugabe in Vorlage-beh.	Probenahme (nach X min)	Mittelwert (MW) KBE/ml im Zulauf	Mittelwert (MW) KBE/ml im Ablauf	MW Reduktion (log_{10}-Stufen)
B.subtilis-Sporen	~1.900 KBE/ml	10 min - 40 min	9.955	0	4,00 (tRF)
MS2-Phagen	~ 2.308 PFU/ml		1.504	0	3,18 (tRF)

tRF: totaler Reduktionsfaktor

Die Ultrafiltrationseinheit konnte die zugegebenen Testorganismen vollständig, d.h. bis zur Nachweisgrenze, zurückhalten. Im Mittel wurden etwa 1.900 KBE/ml *B. subtilis*-Sporen dem System zugeführt. Im Zulauf konnten insgesamt 9.995 KBE/ml Sporenbildner detektiert werden, was auf die Vorverkeimung mit Sporen zurückzuführen ist. Im Mittel konnte ein vollständiges Rückhaltevermögen der Sporen um 4,00 log_{10}-Einheiten bestätigt werden. Die MS2-Phagen konnten ebenfalls vollständig im Mittel um 3,18 log_{10}-Einheiten zurückgehalten werden.

Ozontechnologie

In den Vorlagebehälter (64 L) wurde das Biodosimeter bestehend aus *B. subtilis*-Sporen und *E. coli* zudosiert. Die Durchflussgeschwindigkeit betrug 70 L/h und die Probenahme erfolgte stündlich über einen Zeitraum von 3 Stunden.

Die Ozontechnologie erzielte bei einer Ozonmenge von ca. 157 mg /L (11 g/h) O_3 an beiden Tagen eine vollständige Reduktion der Testorganismen. Im Anschluss an die Ozonanlage wurde im Mittel eine Restozonmenge von 3.069 µg/L O_3 registriert.

Tabelle 43: Reduktionsvermögen der Ozontechnologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, *E. coli*

Ozontechnologie (GW)					
Testorg.	Zugabe in Vorlage-beh.	Probenahme (nach X h)	Mittelwert (MW) KBE/ml im Zulauf	Mittelwert (MW) KBE/ml im Ablauf	MW Reduktion (log_{10}-Stufen)
B.subtilis-Sporen	~15.468 KBE/ml	1 h - 3 h	2.560	0	3,41 (tRF)
E.coli	~ 91.875 KBE/ml		6.741	0	3,83 (tRF)

tRF: totaler Reduktionsfaktor

UV-Technologie

In den Vorlagebehälter (20 L) wurde das Biodosimeter bestehend aus *B. subtilis*-Sporen und *E. coli* zugeführt. Die Zudosierung erfolgte mit einem Volumen von 36 L/h. Der Rezirkulationsvolumenstrom betrug ca. 900 L/h. Die Probenahme am Zu- und Ablaufhahn erfolgten alle 5 Minuten. Nach 10 Minuten wurde jeweils ein UV-Mitteldruckstrahler außer Betrieb genommen, um den Einfluss der in Betrieb befindlichen UV-Strahler quantifizieren zu können.

Tabelle 44: Reduktionsvermögen der UV-Technologie im Grauwasserkreislauf durch Korrelation des Zu- und Ablaufs; Biodosimeter: *B. subtilis*-Sporen, *E. coli*

UV-Technologie (GW)					
Testorg.	Anzahl der Strahler	Probenahme (nach X min)	Mittelwert (MW) KBE/ml im Vorlagebehälter	Mittelwert (MW) KBE/ml im Ablauf	MW Reduktion (log_{10}-Stufen)
B.subtilis-Sporen	0	5 min – 20 min	9.200	152	1,78
	1			62	2,17
E.coli	0		15.200	0	4,18 (tRF)
	1			0	4,18 (tRF)

tRF: totaler Reduktionsfaktor

Der relativ hohe Anteil des Restozons (3.068 µg/L Ozon), der vor der UV-Anlage gemessen wurde, hat bei der Überprüfung der UV-Einheit mit aller Wahrscheinlichkeit Einfluss genommen. Die *E. coli* wurden offensichtlich vollständig vom Restozon inaktiviert, da auch ohne Einfluss einer UV-Bestrahlung (0) keine *E. coli* im Ablauf nachweisbar werden konnten.

Die *B. subtilis*-Sporen wurde von dem vorhandenen Restozon in der UV-Anlage um etwa 1,75 log_{10} reduziert. Bei Inbetriebnahme eines einzelnen UV-Strahlers konnte im Mittel eine zusätzliche Reduktion um 0,39 log_{10}-Einheiten ermittelt werden.

Zusammenfassung

Die Beurteilung der einzelnen Verfahrensstufen beruht im Wesentlichen auf den während der Pilotphase ermittelten Daten.

Im Grau- und Schwarzwasserkreislauf wurden während der Pilotphase die Membran-, Ozon- und UV-Technologie überprüft und verifiziert.

Die Ultrafiltrationseinheit der Biologie stellte die erste zu untersuchende Verfahrenseinheit dar, und sollte die Rückhaltung kleinster Partikel, wie Viren, ermöglichen. Gemäß den Richtlinien des DVGWs müssen MS2-Phagen zu mindestens 99,99% zurückgehalten werden. Ein standardisiertes Testverfahren zur Ermittlung des Virusrückhaltes ist bisher laut DVGW jedoch nicht bekannt (DVGW, 2006).

Im Rahmen dieses Projektes konnte gezeigt werden, dass mit dem beschriebenen Biodosimetrieverfahren das Rückhaltevermögen für MS2-Phagen und *B. subtilis*-Sporen während des Anlagebetriebs ermittelt werden konnte (siehe Tabelle 42 und Tabelle 39). So konnten sowohl die *B. subtilis*-Sporen als auch die MS2-Phagen vollständig, bis zur Nachweisgrenze, von der Membrantechnologie zurückgehalten werden. Bei den *B. subtilis*-Sporen konnte die vom DVGW geforderte Reduktion um mindestens 4 $\log_{10}$-Einheiten dargestellt werden. Bei den MS2-Phagen lag die Nachweisgrenze im Mittel bei 3,29 $\log_{10}$-Einheiten. Ein höheres Rückhaltevermögen konnte für die MS2-Phagen mit einem Ausgangstiter von 1,2 x 10^9 PFU/ml und den vorherrschenden Volumina im System nicht dargestellt werden. Das beschriebene biodosimetrische Testverfahren erwies sich jedoch als praktikabel zur Ermittlung des Virusrückhaltes von Membrantechnologien. Zu beachten ist, dass während des Anlagebetriebs eine gleichmäßige und gleichbleibende Qualität der Membran (Membranstabilität, Flux) sichergestellt werden muss (DVGW, 2006).

Da im Anschluss an die Membrantechnologie keine Bakteriophagen und *B. subtilis*-Sporen nachgewiesen werden konnten, ist davon auszugehen, dass die eingesetzte Membrantechnologie im Grau- und Schwarzwasserkreislauf bereits nahezu alle Mikroorganismen sicher zurückhält.

Die anschließende Ozontechnologie im Grau- und Schwarzwasserkreislauf gewährleistet ebenfalls eine zuverlässige Inaktivierung der Mikroorganismen. Im Grauwasserkreislauf konnte bei einer Ozonzugabe von im Mittel 157 mg/L Ozon und einer Restozonmenge von 3.065 µg/L die *B. subtilis*-Sporen vollständig um 3,41 $\log_{10}$-Einheiten und die *E. coli* vollständig um 3,61 $\log_{10}$-Einheiten reduziert werden (siehe Tabelle 43).

Im Schwarzwasserkreislauf wurde bei einer Ozonzugabe von im Mittel 484 mg/L am 11.11.08 kein Restozon und am 13.11.08 eine Restozonmenge von 0,6 µg/L registriert. Am 11.11.08 wurde das Ozon vollständig aufgebraucht und konnte die Testorganismen nicht vollständig inaktivieren (siehe Tabelle 40). Am 13.11.08 wurde das Ozon nicht vollständig aufgezehrt und konnte die Testorganismen zuverlässig bis zur Nachweisgrenze um > 3,61 bzw. 4,55 $\log_{10}$-Einheiten inaktivieren. Den Ergebnissen zufolge ist zur Gewährleitung einer sicheren Inaktivierung entscheidend, dass die Ozonzugabe so eingestellt wird, dass im Anschluss an die Ozontechnologie noch eine geringe Restozonmenge von >0,6 µg/L Ozon nachweisbar ist.

Die der Ozontechnologie anschließende UV-Technologie sollte den Restozongehalt reduzieren und zum anderen noch verbliebene aktive Mikroorganismen inaktivieren. Dabei

führte das verbliebene Restozon gleichzeitig zu einer verstärkten Inaktivierung der Mikroorganismen in der UV-Technologie unter anderem durch Bildung von OH^--Radikalen (Egberts, 1994) (siehe Tabelle 44 und Tabelle 41).

Die einzelnen Verfahrensstufen im Grau- und Schwarzwasserkreislauf zeigten letztlich eine hoch effektive Wirkung gegenüber den eingesetzten Testorganismen. Die eingesetzte Membrantechnologie erzielt bei Sicherstellung einer gleichmäßigen und gleich bleibenden Qualität der Membran bei Ausgangstitern von 9,9 x 10^8 KBE bzw. 1,2 x 10^9 PFU/ml ein vollständiges Rückhaltevermögen von *B. subtilis*-Sporen und MS2-Phagen. Versuchsbedingt konnte ein maximales Rückhaltevermögen der *B. subtilis*-Sporen um 4,00 log_{10}-Einheiten und der MS2-Phagen um 3,29 log_{10}-Einheiten dargestellt werden. Die anschließende Ozoneinheit gewährleistet bei optimal abgestimmter Ozonzugabe ebenfalls eine zuverlässige Reduktion der Testorganismen. Dabei lag die Ozonzugabe im Grauwasserkreislauf um 150 mg/L Ozon und im Schwarzwasserkreislauf um 485 mg/L Ozon. Die maximal mögliche Ozonzugabe lag im Grauwasser bei 240 mg/L und beim Schwarzwasser bei 800 mg/L. Die Wirkung der sich anschließenden UV-Technologie wird durch eine geringe Restozonmenge noch einmal verstärkt und stellt somit neben der Aufgabe der Ozonvernichtung eine zusätzliche Barriere für verbleibende Mikroorganismen dar. Wichtig ist, dass die Ozonmenge so optimiert eingestellt wird, dass das aufbereitete Wasser des Grauwasserkreislauf letztlich der Trinkwasserverordnung (DVGW, 2004, NN-186, 2001) und das aufbereitete Schwarzwasser entsprechend der vorgesehenen Nutzung den bestehenden Anforderungen entspricht.

Aus unserer Sicht ist unter Berücksichtigung der jeweilig einzuhaltenden Parameter und der Sicherstellung einer gleichmäßigen und gleich bleibenden Qualität der drei Verfahrensstufen (Membran, Ozon, UV) eine sichere und ausreichende Inaktivierung vorherrschender humanpathogener Mikroorganismen und Viren im Grau- und Schwarzwasserkreislauf gegeben.

5.1.4 Wiederverwendungspotenzial des aufbereiteten Grau- und Schwarzwassers

5.1.4.1 Allgemeines

Das KOMPLETT Wasserrecyclingsystem wurde speziell für Anwendungen in Hotelanlagen, Kleinsiedlungen, Freizeit- und Shopping Center sowie Hochhäuser, insbesondere in einem von Wasserknappheit geprägten Umfeld, entwickelt. Hier fällt GW aus Duschen, Handwaschbecken, Küchen und Waschmaschinen an, welches zu verschiedenen Wasserqualitäten aufbereitet werden kann. Voraussetzung für die unbedenkliche Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser in verschiedenen Bereichen ist die strikte Einhaltung definierter chemisch-physikalischer und mikrobiologischer Qualitätsanforderungen. Hierbei definiert die Art der Nutzung die Qualitätsanforderung an das aufbereitete Wasser. Angestrebt wird die Aufbereitung bis hin zur Erreichung eines Wassers, welches bezüglich der Inhaltsstoffe und der Hygiene in allen Parametern den Anforderungen der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001) entspricht. Dieses Sanitärwasser kann zur Körperpflege, zur Befüllung von Badebecken, zum Wäschewaschen oder zum Geschirrspülen eingesetzt werden. In anderen Bereichen, wie z.B. der Toilettenspülung, beim Wäschewaschen oder der Bewässerung der Grün- und Sportanlagen

kann auch, sofern von dem aufbereiteten GW keine gesundheitlichen Risiken ausgehen, Wasser geringerer Qualität eingesetzt werden.

In Abhängigkeit der beschriebenen Nutzungen sind rechtliche Rahmenbedingungen hinsichtlich der Wasserqualität einzuhalten. Nationale bzw. internationale Qualitätsanforderungen für verschiedene Nutzungsmöglichkeiten sind auszugsweise in Tabelle 45 zusammengefasst.

5.1.4.2 Qualitätsanforderungen an Betriebs- und Sanitärwasser

Toilettenspülwasser

Hinsichtlich der Anforderungen an die Qualität für Wasser zur Toilettenspülung kann in Deutschland auf das Hinweisblatt H-201 (2005) der Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. (fbr) zurückgegriffen werden. Dieses Hinweisblatt ist allerdings nicht Regelwerks gebend und folglich nicht als „allgemein anerkannte Regel der Technik“ anzusehen Es handelt sich vielmehr um einen Vorschlag der fbr, welcher basierend auf einem Merkblatt der Berliner Senatsverwaltung aus dem Jahr 1995 erarbeitet wurde.

Zur Überprüfung der hygienisch-mikrobiologischen Qualität werden die Indikatorbakterien fäkalcoliforme und gesamtcoliforme Bakterien vorgeschlagen. Darüber hinaus wird eine maximale Konzentration für Pseudomonas aeruginosa vorgegeben, der im Bereich der Toilettenspülung vor allem als Biofilmbildner relevant ist. BSB_7 und Sauerstoffsättigung (DO) sind Qualitätskriterien für die Lagerfähigkeit des aufbereiteten Wassers (FBR, 2005). Weiterhin sind in der Tabelle 45 die Qualitätsvorgaben der US Environmental Protection Agency (EPA, 2004) für die Nutzung von aufbereitetem Abwasser als Toilettenspülwasser aufgelistet. Im Gegensatz zu Deutschland werden hier keine gesonderten Qualitätsanforderungen für diese Nutzung definiert, sondern übergreifend Qualitätskriterien für die Nutzung von aufbereitetem Abwasser für kommunale Zwecke (Bewässerung von öffentlichen Grünanlagen, Reinigung von Verkehrsflächen, Toilettenspülung etc.) zusammengefasst. Abweichend von dem deutschen Vorschlag werden hier Qualitätskriterien bzgl. der Hygiene nur an die fäkalcoliformen Bakterien gestellt, die nicht nachweisbar sein sollten. Dies entspricht dem in Deutschland gültigen Grenzwert der Trinkwasserverordnung, in der *E. coli* in 100 mL nicht nachweisbar sein dürfen.

Bewässerungswasser

Deutsche Anforderungen an Bewässerungswasser sind in der DIN 19650 (1999) geregelt. Das Bewässerungswasser wird hierbei nach hygienisch-mikrobiologischen Aspekten (*E.coli*, Fäkalstreptokokken, Salmonellen, potenziell infektiöse Stadien von Mensch und Haustier-Parasiten) in vier Eignungsklassen (EK) eingeteilt. Die Einhaltung der EK ist je nach Verwendungszweck nachzuweisen. Es ist allerdings unzulässig, die Anforderungen mittels Zugabe von Chemikalien oder radioaktiver Bestrahlung zu erreichen (DIN 19650, 1999). In der Tabelle 45 sind die Anforderungen der EK 2 (Bewässerung von Parkanlagen, Sportplätze, u.a.) wiedergeben, die der nachstehenden Betrachtung zu Grunde gelegt werden. Da aufbereitetes GW betrachtet wird, werden außerdem chemische Kriterien (CSB,

BSB_5), welche nach DIN 19650 bei Verdacht auf eine Abwasserbelastung zusätzlich als Bewertungsgrundlage herangezogen werden sollen, in die Betrachtung mit aufgenommen.

Weiterhin sind die Anforderungen aus den Qualitätsanforderungen der EPA (2004) aufgeführt. Die Anforderungen entsprechen denen für Toilettenspülwasser (s.o.), da nach dem zentralen Ansatz der US EPA Guideline (EPA, 2004) Bewässerungswasser für öffentliche Parkanlagen, Sportanlagen, etc. in die gleiche Kategorie fällt wie Toilettenspülwasser.

Neben den nationalen Anforderungen der USA und Deutschland wurden zusätzlich die Anforderungen der Weltgesundheitsorganisation (WHO) als Bewertungsmaßstab aufgelistet. Die WHO-Richtlinie “Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, Vol. 2, Wastewater in agriculture” (WHO, 2006a) wurde 2006 novelliert. Sie enthält allerdings nur noch einen Grenzwert bzgl. des Fäkalindikator E.coli, da fallspezifisch eine individuelle Prüfung mit Risikoabschätzung gefordert wird.

Sanitärwasser

Für den Nutzungsbereich Körperpflege existieren weltweit keine speziellen Anforderungen. Es werden daher Ansprüche an Trinkwasserqualität herangezogen.

Darüber hinaus kann das aufbereitete GW als Badewasser in Schwimmbecken oder Swimming Pools wieder verwendet werden. Anforderungen an Füll- bzw. Nachfüllwasser für Badebecken werden in Deutschland in der DIN 19643, Teil 1 (1997) „Aufbereitung von Schwimm- und Badebeckenwasser“ geregelt. Dieses muss Trinkwasserqualität aufweisen.

Als Bewertungsmaßstab wurden neben den nationalen Anforderungen der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001) weiterhin die zwischenstaatlichen Anforderungen der Europäischen Gemeinschaft (EG) an die Qualität von Trinkwasser (EG, 1998) und die Anforderungen der Weltgesundheitsorganisation (WHO, 2006b) herangezogen. In der Tabelle 45 sind auszugsweise die Qualitätsanforderungen der genannten Richtlinien gegenübergestellt.

Tabelle 45: Vergleich zwischen den Anforderungen der angestrebten Wasserqualitäten (Auszug)

Kategorie Richtlinie	pH-Wert [-]	Trübung [NTU]	UV-Transm. [%]	DO [%]	BSB_5 [mg/L]	CSB [mg/L]	$KMnO_4$-Verbr. [mg/l O_2]	NH_4 [mg/L]	NO_3 [mg/L]	Fäkalcoliforme [KBE/100mL]	E.coli [KBE/100mL]	Gesamtcoli. [KBE/mL]	Enterokokken [KBE/100mL]	Ps. aerug. [KBE/100mL]	Salmonellen [Anz./1000 mL]	KBE 20 [KBE/mL]	KBE 36 [KBE/mL]
Sanitärwasser																	
WHO (2006b)											0						
EG (1998)	6,5-9,5	≤ 1					≤ 5	≤ 0,5	≤ 50		0		0			≤ 20	≤ 100
TRINKWV (2001)	6,5-9,5	≤ 1					≤ 5	≤ 0,5	≤ 50		0	0	0			≤ 20	≤ 100
Bewässerungswasser																	
WHO (2006a) [5]											≤ 10^3						
US EPA (2004)	6-9	≤ 2			≤ 10					n.n.							
DIN 19650 [1]					≤ 10	≤ 60					≤ 200		≤ 100 [3]		n.n.		
Toilettenwasser																	
US EPA (2004)	6-9	≤ 2			≤ 10					n.n.							
FBR (2005)			> 60	> 50	< 5 [2]					≤ 10 [4]		≤ 100 [4]		≤ 1 [4]			

1) öffentliche Parkanlagen, Sportplätze; 2) BSB_7, 3) Fäkalstreptokokken; 4) bezogen auf KBE/mL; 5) uneingeschränkte Bewässerung
n.n. = nicht nachweisbar

Zusätzliche Anforderungen an Betriebswasser

Die US EPA hat zusätzlich zu den oben beschriebenen Qualitätsanforderungen an Toilettenspül- und Bewässerungswasser allgemeine Anforderungen an die Wasserqualität für bestimmte Abwasserinhaltsstoffe und die Auswirkungen dieser Stoffe auf die Wasserwiederverwendungssysteme zusammengestellt. Diese sind in der Tabelle 46 wiedergegeben und dienen im Folgenden ergänzend zur Beurteilung der erzielten Wasserqualitäten zur Wiederverwendung in Abhängigkeit der angestrebten Nutzung.

5.1.4.3 Einsatzmöglichkeiten für das aufbereitete Wasser

Das aufbereitete Wasser soll je nach Teilstrom und in Abhängigkeit von den jeweiligen Anforderungen als Toilettenspülwasser, Gießwasser bzw. Sanitärwasser in den Wasserkreislauf zurückgeführt werden. Darüber hinaus ist auch eine Versickerung oder die Ableitung in ein Gewässer denkbar. Die beiden letzt genannten Möglichkeiten sind jedoch nicht Gegenstand der vorliegenden Betrachtung.

Tabelle 46: Zusammenfassung relevanter Qualitätskriterien in Bezug auf eine Wiederverwendung (EPA, 2004)

Parameter	Bedeutung für die Wiederverwendung	Reinigungsziel für Wasser zur Wieder-verwendung
Abfiltrierbare Stoffe (AFS)	Maß für partikuläre Stoffe. Kann mit mikrobieller Kontamination zusammenhängen. Kann Desinfektion verhindern. Verstopfung für Bewässerungssysteme. Führt zu Ablagerungen.	< 5 mg/L – 30 mg/L
Trübung		< 0,1 NTU – 30 NTU
BSB_5	Organisches Substrat für Wachstum für Mikroorganismen. Kann eine Wiederverkeimung und mikrobielles Fouling begünstigen.	< 10 mg/L – 45 mg/L
CSB		< 20 mg/L – 90 mg/L
TOC		< 1 mg/L – 10 mg/L
Gesamtcoliforme Bakterien	Maß für Infektionsrisiko aufgrund der potenziellen Anwesenheit von pathogenen Keimen.	< 1 KBE/100 mL - 200 KBE/100 mL
Fäklacoliforme Bakterien		< 1 KBE /100 mL - 200 KBE /10³ mL
Helmintheneier		< 0,1/L -5/L
Viren		< 1/50L
Schwermetalle	Einige Elemente (Cd, Ni, Hg, Zn, usw.) sind Pflanzengiftig und es bestehen Grenzwerte für die Bewässerung	< 0,001 Hg/mL < 0.01 Cd/mL < 0,1 – 0,02 Ni/mL
Stickstoff	Dünger zur Bewässerung. Kann zu Algenwachstum, Korrosion (NH_4-N) und Verblockung (P) beitragen	< 1 mg N/L – 30 mg N/L
Phosphor		< 1 mg P/L – 20 mg P/L

Vergleicht man die erzielte Wasserqualität im Ablauf der Versuchsanlage mit den in Tabellen 45 und 46 zusammengestellten Qualitätsanforderungen, wird deutlich, dass durch die zur Grauwasseraufbereitung gewählten Verfahrenstechniken Wasser zur Wiederverwendung produziert wird, welches aus chemisch-physikalischer Sicht den Ansprüchen der deutschen

Trinkwasserverordnung genügt. Durch weiterführende Analytik organischer Einzelparameter gemäß Trinkwasserverordnung konnte dieses Ergebnis bestätigt werden (Knerr et al. 2008a, b). Folglich ist die Verwendung des aus dem Grauwasser produzierten Wassers generell auch für alle anderen oben angesprochenen Zwecke möglich.

Weiterhin wird deutlich, dass durch die zur Schwarzwasseraufbereitung gewählte Verfahrenstechnik Wasser zur Wiederverwendung produziert wird, welches aus chemisch-physikalischer Sicht nationalen und internationalen Ansprüchen genügt die eine Wiederverwendung als Toilettenspülwasser oder Bewässerungswasser erlauben.

5.2 Untersuchung und Bewertung der Versuchsanlagen zur Aufbereitung der Feststoffe

5.2.1 Chemisch-physikalische Qualität der Feststoffe

Technikum

Im Folgenden ist die Behandlung der Fäkalien der Technikumanlage in Kaiserslautern mittels eines händischen Betriebes in den 300 L-Kompostern beschrieben.

Da das zugesetzte Material und der Output einer Vermikompostierung i. d. R. deutlich unterschiedliche Wassergehalte haben, sind die Werte zur Verdeutlichung als Trockensubstanz dargestellt.

Der Output (Vermikompost) wurde etwa alle drei Wochen entnommen. Tabelle 47 zeigt die Start- und Fütterungsmassen sowie die Fütterungsintervalle für die Komposter, in Tabelle 48 sind die gesamten Futter- und Outputmengen für die einzelnen Komposter aufgelistet. Komposter I und II wurden 6 Monate betrieben, Komposter III 3 Monate.

Tabelle 47: Verwendete Substratmengen (Frischsubstanz) und Fütterungsintervalle beim Betrieb der 300 L-Komposter

Komposter	Startmasse Substrat [kg FS]	Fütterungsmasse Substrat [kg FS]	Fütterung Intervall [d]
I	5	3	3
II	5	3	3
III	25	5	3

In Komposter I und II wurde jeweils 5 kg Startmasse vorgegeben, was nicht ausreichte, um die Anlage bis zu den Wänden zu füllen. Da das Substrat an den Rändern austrocknete, besiedelten die Würmer diese Bereiche nicht und das Futter wurde dort nicht umgesetzt. Die trockenen Teile wurden zum Ende der Versuche entfernt und bei der Bilanzierung von der

Gesamtfütterung abgezogen. Die schon umgesetzten, aber noch nicht heraus gefallenen Anteile sind ebenfalls in dieser Aufstellung nicht enthalten.

Das umgesetzte Material fiel (zum überwiegenden Teil) aus dem Komposter heraus und wurde der Nachrotte (aerobe Lagerung) zugeführt. Bei Untersuchungen zu den oTS-Gehalten nach einer 2-monatigen Nachrotte konnte die Eignung dieses Parameters zur Beschreibung der Reife bestätigt werden. Nach einer Siebung konnte ein deutlicher Anstieg der oTS-Werte bei den Fraktionen < 4 mm festgestellt werden. Daraus ließ sich schließen, dass die Fraktionen > 4 mm nicht behandelt wurden. Die Dauer dieser Nachrotte ist aber nicht alleine durch die Umsetzung des Materials bestimmt. Das Produkt muss pflanzenverträglich und hygienisch unbedenklich sein, darf also keine Gefährdung für den Anwender oder Dritte zur Folge haben.

Tabelle 48: Gesamtfutter- und Outputmengen [g TS] sowie die Startmasse an Würmern [g Frischmasse]

	Komposter I	Komposter II	Komposter III
Würmer - Startmasse [g Frischmasse]	2500	2500	3000
Substrat –Startmasse [g TS]	544	544	2970
Gesamtmasse Futter [g TS]	7690	7061	7681
Gesamtmasse Output [g TS]	2275	3462	1569

Die Behandlung der Fäkalien ist anhand des Komposters III beispielhaft aufgezeigt. In Abbildung 55 sind die gesamten gefütterten und geernteten Mengen für Komposter III dargestellt. Wie bereits zuvor beschrieben, wurde die Fraktion < 4 mm als behandeltes Substrat definiert. Der Gesamtfuttermenge sind „Ernte exklusiv Innenraum“ und „Ernte inklusive Innenraum“ gegenübergestellt. Hierbei beinhaltet „Ernte exklusiv Innenraum“ nur das Material, was durch den Gitterboden ausgefallen ist, während bei „Ernte inklusiv Innenraum“ das im Komposter verbliebene abgetrocknete Material zusätzlich mit einbezogen wurde. Es wurde luftgetrocknet, gewalzt (um Verklebungen aufzubrechen) und gesiebt (4 mm).

Durch die Vermikompostierung reduzierte sich die Gesamtmasse des Materials um etwa 41% (14,4 kg TS Input und 8,5 kg TS Output). Dieser Wert überschreitet die Reduktionsleistung, die mit einer konventionellen Kompostierung (Heißrotte) erreicht werden (z.B. Vinneras et al (2002): Reduktion von Fäkalien bei Heißrotte: 21 %). Von diesen 8,5 kg Gesamt-Output konnten ~56 % als behandelt definiert werden.

Das ausgetrocknete Substrat ließ sich nicht mehr befeuchten und wurde deshalb als „nicht behandelt“ definiert und der Fraktion > 4 mm zugeordnet.

An dem eingetrockneten unbehandelten Material im Komposter haftete auch behandeltes Material (dunkle Körner, ~3 mm Größe), welches nicht durch den Gitterboden gefallen war. Ebenso kam es zum Verkleben von visuell umgesetztem, feuchtem Material, das ebenfalls nicht durch den Gitterboden ausfiel.

Des Anteil dieser Fraktion < 4 mm an dem abgetrockneten Material im Komposter betrug (nach dem Walzen) rund 34 %.

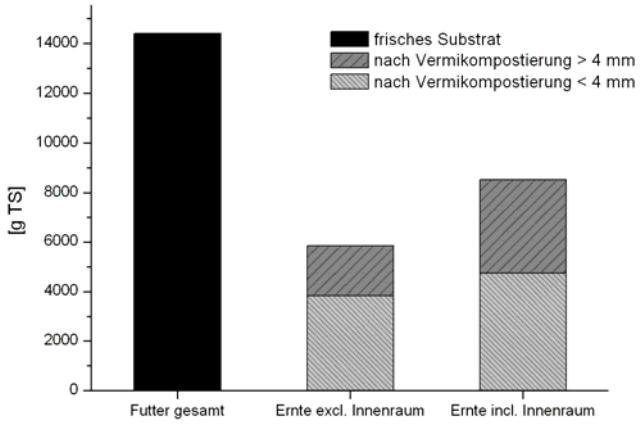


Abbildung 55: Gesamt-Futtermenge und Ernte für Komposter III, Ernte aufgegliedert in > 4 und < 4 mm. Alle Angaben in g TS.

In Abbildung 56 sind die Gesamtgehalte der Hauptnährstoffe N, P und K in Vermikomposten unterschiedlichen Alters dargestellt. Darüber hinaus sind die „pflanzenverfügbaren“ Anteile aufgezeigt. Die N-, P- und K-Gesamtkonzentrationen des frischen Materials (t = 0) lagen bei 3,1; 0,3 und 0,1 %. Nach einem Monat lagen die Werte bei 3,2 % N, 0,6 % P und 0,23 % K. Der Anstieg der Konzentrationen von P und K ist mit der Reduktion der Ausgangsmasse (hauptsächlich C-Verluste) zu erklären. P und K unterliegen keinen gasförmigen Verlusten, so dass damit deren relativer Anteil ansteigt. Die N-Konzentration veränderte sich kaum. Hier greifen schon die gasförmigen N-Verluste (NH_3), die sich mit der Reduktion der Ausgangsmasse ausgleichen. Während der nächsten 5 Monate veränderten sich die P- und K-Konzentrationen kaum, nur N fiel um etwa 50 % von 3,2 % auf 1,6 % ab. Dies ist ebenfalls auf gasförmige Verluste zurückzuführen.

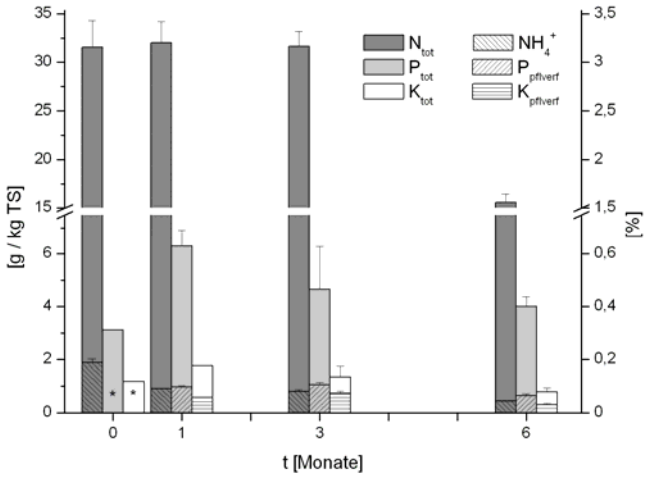


Abbildung 56: N-, P- und K-Gehalte in Substraten unterschiedlichen Alters. Aufgegliedert in Gesamtgehalte („tot“) und pflanzenverfügbare Gehalte („pflverf“: CAL-extrahierbar (P, K); $CaCl_2$-extrahierbar (NH_4^+)). Angaben in g / kg TS und %. * = nicht bestimt

Die pflanzenverfügbaren Anteile von N, P und K betrugen nach 6 Monaten 0,5; 0,7 und 0,3 g/kg. Die gemessenen Werte entsprechen anderen Arbeiten über Vermikompostierung von Fäkalien wie z.B. Simons et al. (2005)

Die Messung der Sauerstoffzehrung (AT_4) der Komposte über den Verlauf der Nachrotte ist in Abbildung 57 gezeigt.

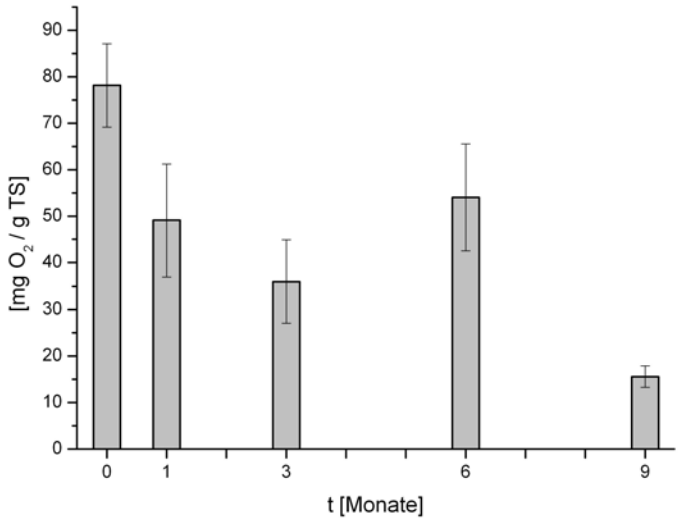


Abbildung 57: AT_4-Werte für Substrat unterschiedlichen Alters, Angabe als Mittelwerte, Fehlerbalken = Standardabweichung

Nach 9 Monaten Nachrotte weist der Vermikompost einen AT_4-Wert von 15,6 mg O_2 / mg TS auf. Damit wird er dem höchsten Rottegrad (V, Fertigkompost) zugeordnet.

Der Kressetest, der zur Feststellung der Pflanzenverträglichkeit durchgeführt wird, ergab für das Material einer 6-monatigen Nachrotte, dass die Keimung, Aufwuchs und Wurzelwachstum der Kresse in 10 Tagen nicht unterschiedlich von der Entwicklung in einer handelsüblichen Blumenerde waren (Daten hier nicht dargestellt). Ein deutlicher Unterschied bei dieser Durchführung war die Entwicklung eines Pilzmycels in den Substraten bei den Ansätzen mit Vermikompost (Beschreibung des Pilzes siehe 5.2.2).

Ein weiterer Kressetest nach einer Nachrotte von 9 Monaten zeigte, dass in den Fraktionen > 4 mm die Keimung deutlich verzögert und nicht vollständig stattfand. In der Fraktion < 4 mm keimten nahezu alle Samen mit etwa 1 Tag Verzögerung zu der Referenz. Gegenüber der Kresse in der Einheitserde wiesen die Ansätze in den Vermikomposten (< 4 mm) ab dem 6./7. Tag eine intensivere Grünfärbung auf. Das Wurzelwachstum verhielt sich entsprechend der Entwicklung der oberirdischen Teile.

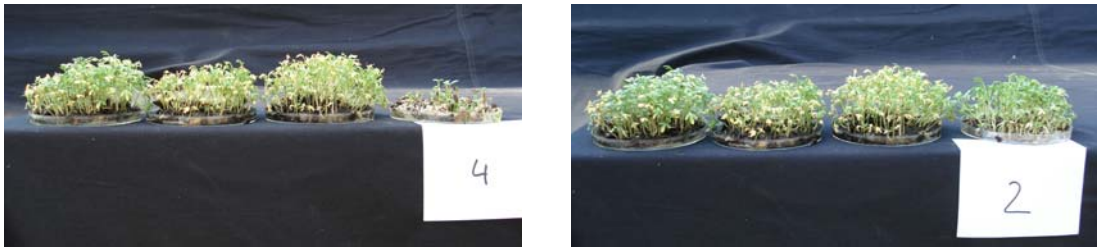


Abbildung 58: Kressetest mit Vermikompost > 4 mm (links) und < 4 mm (rechts), die ersten drei Ansätze von links sind jeweils die Referenzansätze in Blumenerde.

In Abbildung 58 sind exemplarisch jeweils eine Durchführung mit Vermikompost > 4 mm und eine Durchführung mit Vermikompost < 4 mm gezeigt. Hier bildete sich ebenfalls ein Pilzmycel auf den Ansätzen mit Vermikompost aus, aber deutlich weniger ausgeprägt als nach 6 Monaten Nachrotte.

Vermikompostierung mit alternativen Substraten in Oberhausen

Der Betrieb der Vermikompostierung in Oberhausen wurde nach den erfolgreich verlaufenen Akzeptanzerhebungen für den Überschussschlamm händisch gestartet. Zuerst wurde Bioabfall als Grundlage und Überdauerungssubstrat vorgegeben. Diese Schicht hatte auch die Aufgabe, den Überschussschlamm im Komposter zu halten, da dieser trotz einer Schwerkraftentwässerung zu großen Teilen durch den Gitterboden geflossen wäre. Der Überschussschlamm wurde in breiten Bahnen auf den Bioabfall gegeben, dazwischen die Würmer. Im Falle ungeeigneter Bedingungen bestand so für die Würmer die Möglichkeit, in den reinen Biomüll auszuweichen.

Die Würmer haben sich gut im Substrat etabliert, lediglich die Randbereiche trockneten aus und wurden daher nicht durchzogen. Das durchschnittliche Wurmgewicht hat von 1,26 g um 18 % auf 1,49 g zugenommen. Zusätzlich fanden sich im Substrat viele Kokons – was für gute Umweltbedingungen spricht. In Abbildung 59 ist ein Blick ins Substrat gezeigt.

Abbildung 59: Würmer im Substrat (Überschussschlamm)

Die automatische Applikation konnte nur wenige Male betrieben werden, da die Siebtrommel nicht optimal funktionierte. Das Wasser gelangte aus der Trommel teilweise direkt in die Vorlage der Excenterschneckenpumpe. Vor einer Beschickung der Applikationseinheit musste die Beschickung der Siebtrommel unterbrochen und das Wasser aus der Vorlage entfernt werden, damit dieses nicht in größerem Umfang direkt auf den Komposter gelangen konnte. Der Überschussschlamm wurde dann von Hand in die Vorlage der Excenterschneckenpumpe gegeben.

Der Betrieb der Applikationseinheit hat auch in der Anwendung in Oberhausen ein gutes Ablagebild ergeben (Abbildung 60). Die dort zu erkennenden größeren Bereiche ohne Überschussschlamm stammen wahrscheinlich von Fäkalienresten aus der Siebtrommel, die durch ihre abweichende Struktur die Ausbringung gestört haben. Die Vorversuche zur Förderung von Fäkalien haben schon gezeigt, dass dieses Material nicht (gut) förderbar ist. Bei einem Betrieb der Applikationseinheit nur mit Überschussschlamm ist ein lückenloses Ablagebild zu erwarten. Die (technisch vorgegebenen) freien Bereiche zwischen den Ablagebahnen wurden durch die Substratbewegung der Würmer geschlossen.

Während einer 2-monatigen Betriebsdauer kam es zu keinen Aufhäufungen von Substrat, die Schichtdicke betrug max. 12 cm. Die Ernte über den Kratzboden wurde nach jeweils 1 Monat durchgeführt. Dabei fiel wie erwartet zusätzliches Material aus dem Komposter, die Schicht direkt über dem Gitterboden wurde aufgelockert. Mit dem Material fielen einige wenige Würmer aus, die zurück auf den Komposter gegeben wurden.

Das geerntete Material wurde gesiebt (4 mm) und die Hauptparameter wurden bestimmt. In Tabelle 49 sind die Hauptparameter für alle beteiligten Substrate zusammengefasst.

Abbildung 60: Ablagebild der Applikationseinheit

Auch für den hier produzierten Kompost wurden wie für die Durchführung mit den Feststoffen aus der Abwasserreinigung zur Beurteilung der Eignung bzw. der Reife die Atmungsaktivität (AT_4) gemessen. Aufgrund der insgesamt kürzeren Laufzeit und der Beendigung der Vermikompostierung im Februar 2009 kann hier (noch) keine längere Zeitreihe über die Nachrotte erstellt werden. Mit einer Sauerstoffzehrung von rund 33 g O_2 / g TS nach einer Nachrottedauer von 4 Monaten wird der Vermikompost dem Rottegrad III zugeordnet (Frischkompost, siehe Tabelle 50).

Tabelle 49: Hauptparameter der beteiligten Substrate in Oberhausen, „Ernte“ = ohne Nachrotte

Substrat	TS [%]	oTS [%]	pH	LF [mS/cm]	NH_4^+ [g/L]
Überschussschlamm	10-15	42	7,1	0,6	-
Bioabfall	25	25-75	4,0-5,9	0,8-1,7	-
Ernte > 4 mm	53	46	7,1	4,1	0,1
Ernte < 4 mm	57	43	7,0	4,3	-

5.2.2 Hygienisch mikrobiologische Qualität der Feststoffe

Von den aus Fäkalien produzierten Vermikomposten darf keine Gesundheitsgefährdung ausgehen. Deshalb sollen durch den Prozess der Kompostierung potentiell in den Fäkalien vorhandene Krankheitserreger abgetötet oder inaktiviert werden und es darf zu keinem Wachstum anderer potentiell gefährlicher Mikroorganismen kommen (Domingo and Nadal, 2009). Während der Durchführung der Pflanzenverträglichkeitstests kam es zu stark erhöhtem, deutlich sichtbarem Pilzwachstum auf den Versuchsansätzen wie in Kapitel 5.2.1 beschrieben. Dieser Pilz wurde im Mykologielabor des Hygiene-Institutes weiter bestimmt.

Es handelte sich um Pilze der Gattung Mucor. Dieser Pilz kommt natürlicherweise in der Umwelt vor, hat sich während der Kompostierung im Substrat angesiedelt und vermehrt. Seine Sporen waren auch nach der mehrmonatigen Nachrotte noch im Kompost vorhanden und während des Kressetestes unter guten Wachstumsbedingungen ist der Pilz wieder gewachsen. Auch wenn der festgestellte Pilz nicht humanpathogen war, zeigt sein Wachstum, das Dauerformen von Organismen die Vermikompostierung durchaus überstehen können. Im Gegensatz zur konventionellen Kompostierung wirkt während der Vermikompostierung keine Hitze auf das Material ein und dies begünstigt das Überleben dauerhafter Organismen, wie Pilzsporen, Bakteriensporen und auch Wurmeier (Briancesco et al., 2008). Im Projekt Lambertsmühle wurde untersucht, wie Bakterien in humanen Fäkalien während der Kompostierung reduziert werden (Rechenburg, 2005). Ähnlich wie die Pilzsporen wurden Clostridiensporen durch die Kompostierung nicht reduziert. Vielmehr kam es zu einer relativen Anreicherung im Material, da mit längerer Verrottung weniger Wasser im Kompost vorhanden war. Zudem wird die Sporulation der Clostridien unter aeroben Bedingungen gefördert. Dies erfolgt bei Pilzen unabhängig von der atmosphärischen Umgebung, hier fördern günstige Außenbedingungen die Vermehrung und damit Sporulation. Da der Pilz natürlicherweise in der Umwelt vorkommt, können ähnliche Kompostkontaminationen während der Vermikompostierung vereinzelt auftreten. Eine Gesundheitsgefährdung für den Menschen resultiert daraus nicht. Zu bedenken ist bei der Verwendung allerdings eine evt. gegebene Pflanzenpathogenität. Hierzu kann aber derzeit keine Aussage getroffen werden.

Vegetative Bakterien wurden während der Kompostierung abgetötet und im Kompost durch die Nachrotte deutlich reduziert (vgl. Abbildung 61). Bei der Untersuchung des Komposters III wurde jedoch auch festgestellt, dass nach vier und nochmals nach 7,5 Monaten Nachrotte Fäkalindikatoren in zu den vorherigen Probenahmen erhöhten Konzentrationen auftrat (Abbildung 61). Es fand demnach kein kontinuierlicher Reduktionsprozess statt. Da die *E. coli*-Konzentrationen mehrere 10.000 KBE/g erreichten, musste es sich um eine frische Kontamination des Kompostes handeln, denn *E. coli* ist empfindlich gegenüber Trockenheit und wird im Trockenen rasch abgetötet. Die Nachrotte fand zwar unter kontrollierten Bedingungen, aber in zugänglichen Bereichen statt. Deshalb besteht die Vermutung, dass der Kompost durch Nagetiere kontaminiert wurde. Dies lässt sich in der Praxis kaum vermeiden, sollte aber so minimal wie möglich sein.

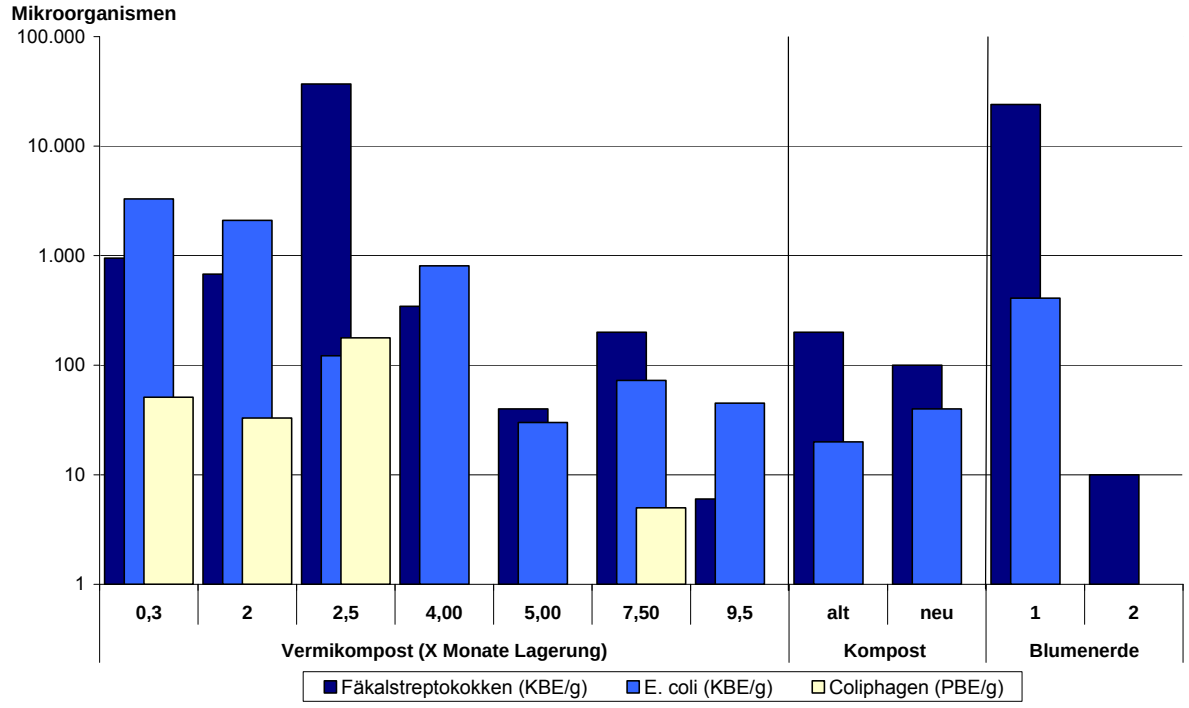


Abbildung 61: Nachweis von Fäkalstreptokokken, E. coli und Coliphagen im Vermikompost (Komposter III, Fraktion <2mm) im Vergleich zu kommerziell erhältlichem Kompost (Heißrotte) und Blumenerde

Im Gegensatz zu *E. coli* sind die ebenfalls untersuchten Fäkalstreptokokken deutlich resistenter gegenüber Trockenheit. Wie Clostridien kann man sie in Komposten häufiger nachweisen als feuchtigkeitsliebende Organismen (Brinton et al., 2009). Während sie in konventionellem Abwasser in etwa 10fach niedrigerer Konzentration als *E. coli* vorliegen, fanden sie sich in dem Kompost in Konzentrationen die ähnlich oder sogar höher waren als die von *E. coli* (Abbildung 61). Für Enterokokken gibt es bislang keine Richt- oder Grenzwerte in Komposten. Betrachtet man vergleichsweise die Konzentrationen in konventionellen Komposten oder im Handel erhältlicher Blumenerde, lässt sich feststellen, das der Vermikompost nach einer Nachrotte von fünf Monaten ähnliche oder geringerer Bakterienkonzentrationen aufweist, wie die kommerziellen Produkte (Abbildung 61). Der Vermikompost erfüllt somit die gleichen Qualitätsansprüche wie derzeit im Handel erhältliche vergleichbare Produkte.

Salmonellen ließen sich in einzelnen Proben zu Beginn der Nachrotte nachweisen. Nach sechs Wochen Nachrotte waren diese Bakterien nicht mehr nachweisbar. Auch in einer amerikanischen Studie waren Salmonellen in fertigem Kompost nur sehr selten nachweisbar (Brinton et al., 2009). Die Trocknung des Substrates während der Nachrotte bewirkt ein rasches Absterben der Salmonellen, die wie *E. coli* zur Familie der Enterobacteriaceae gehören. Traditionell wird der Salmonellennachweis zur Überprüfung von Heißrotteverfahren eingesetzt. Dies beruht auf der Tatsache, dass Salmonellen erst bei Temperaturen >45°C inaktiviert werden und diese Temperaturen während einer Heißrotte erreicht werden sollten. Der Einfluss von Feuchtigkeit wird bei der Beurteilung von Heißrotteverfahren hinsichtlich der mikrobiologischen Inaktivierung nicht berücksichtigt und der fertige Kompost weist deutlich

höhere Feuchtigkeitsgehalte auf als ausgereifte Vermikomposte. Die gewonnenen Ergebnisse belegen also die Effektivität der Vermikompostierung mit folgender Nachrotte zur Reduktion von Bakterien und zeigen, dass traditionell eingesetzte Indikatorparameter bei wechselnden Methoden der Kompostierung nicht unbedingt zur Prozessüberwachung geeignet sind, bzw. nicht benötigt werden, um die Effektivität des Verfahrens zu belegen.

Erste Versuche zur Inaktivierung der Phagen in Komposten wurden mit einem frischen Mischkompost durchgeführt. Dieser Kompost war noch nicht nachgereift, sodass von vergleichbaren Bedingungen wie in den zu produzierenden Komposten der Technikumsanlage ausgegangen wurde. Nach einer Woche waren von 2.000 Phagen pro Gramm Kompost noch 60 Phagen/g nachweisbar. Dies entspricht einer Reduktion von 97,2 %(Abbildung 62). Die Inaktivierung verläuft exponentiell und verlangsamt sich nach einem rapiden Beginn, sodass nach etwa 14 Tagen Nachrotte keine Phagen mehr nachweisbar sein sollten.

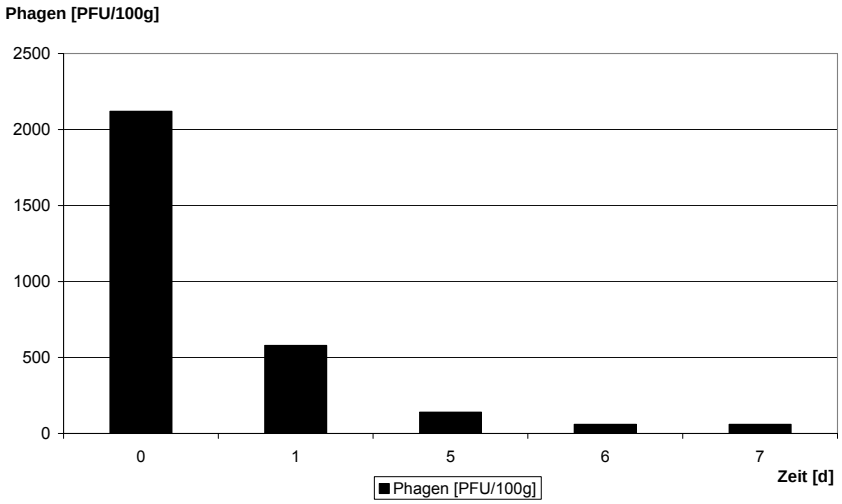


Abbildung 62: Inaktivierung von somatischen Coliphagen in frischem Mischkompost innerhalb einer Woche

Bislang vorliegende Untersuchungen zur Virusinaktivierung betrachten immer Heißrotteverfahren und den Einfluss der Temperatur auf die Inaktivierung (Johannessen et al., 2005, Mignotte-Cadiergues et al., 2002), aber der Effekt einer Vermikompostierung auf die Virusinaktivierung wurde nicht betrachtet. In den Vermikomposten waren somatische Coliphagen nach 2 Monaten Nachrotte in Konzentrationen von 33 PBE/g nachweisbar (Abbildung 61). Durch die aufgetretene Kontamination waren nach 2,5 Monaten 178 Phagen pro Gramm nachweisbar. Bei der nächsten Probenahme nach weiteren 1,5 Monaten waren keine Phagen nachweisbar, wohl aber nach 7,5 Monaten, wo auch ein Anstieg der bakteriellen Parameter beobachtet wurde (Abbildung 61). Bei der abschließenden Probenahme waren keine Phagen nachweisbar. Dies gilt auch für kommerziell erhältliche Komposte und Blumenerde. Zusammen mit den Ergebnissen der Vorversuche lassen die Ergebnisse der Praxisuntersuchungen den Schluss zu, dass Coliphagen und somit auch andere Viren durch eine Vermikompostierung effektiv inaktiviert werden können.

5.2.3 Wiederverwendungspotenzial der Feststoffe

5.2.3.1 Qualitätsanforderungen an Komposte

Es gibt von verschiedenen Seiten Anforderungen an Komposte, die zu Qualitätseinstufungen und Anwendungsbeschränkungen führen.

Die wichtigsten Regularien sind hier (für Deutschland) die Bioabfallverordnung („BioabfV“ (Bundesministerium für Umwelt, 2006)), die Anforderungen für das Gütezeichen der RAL und die Auflagen der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. („BGK“, enthält RAL GZ 251 (RAL)). Für Komposte aus Abwasserschlämmen bestehen gesonderte Grenzwerte, hier gilt die RAL GZ 258 (RAL).

Tabelle 50: Einteilung für Komposte nach BGK in Abhängigkeit der Sauerstoffzehrung (AT_4 [mg O_2/g FS])

Rottegrad	Sauerstoffzehrung (AT_4 [mg O_2/g TS])	Produktbezeichnung
I	> 80	Kompostrohstoff
II	80 – 50,1	Frischkompost
III	50 – 30,1	Frischkompost
IV	30 – 20,1	Fertigkompost
V	≤ 20	Fertigkompost

Die Grenzwerte für Schwermetalle in Komposten nach der Bioabfallverordnung sind in Tabelle 51 aufgeführt, aufgeschlüsselt nach unterschiedlichen Anwendungsmengen.

Tabelle 51: Grenzwerte für Schwermetalle in Komposten nach BioAbfV, aufgeschlüsselt in unterschiedliche Anwendungsmengen (20 und 30 t /ha*3a) und für Komposte aus Abwasserschlämmen nach RAL GZ 258

		nach BioAbfV		nach RAL GZ 258
		20 t / ha*3a [mg/kg TS]	30 t / ha*3a [mg/kg TS]	[mg/kg TS]
Blei	Pb	150	100	300
Cadmium	Cd	1,5	1	3
Chrom	Cr	100	70	100
Kupfer	Cu	100	70	400
Nickel	Ni	50	35	50
Quecksilber	Hg	1	0,7	2
Zink	Zn	400	300	1250

Aus mikrobiologischer Sicht bestehen nach BioabfV (2006) und BGK zwei Anforderungen an Komposte: Salmonellen dürfen in 25 g Kompost nicht nachweisbar sein und E. coli soll in Konzentrationen <1.000 MPN pro Gramm vorliegen. Die Bezeichnung MPN spiegelt das Verfahren der Most probable number wieder, bei der durch mehrere Verdünnungsstufen im Mehrfachansatz untersucht werden und hinterher die wahrscheinlichste Anzahl Bakterien aufgrund des Verhältnisses/Muster der positiven und negativen Testansätze errechnet wird. Zum Einsatz kommt dieses Verfahren u.a. auch bei der Untersuchung der vorhandenen Bakterienkonzentrationen in Freibadegewässern.

Die produzierten Vermikomposte erfüllen die Anforderungen für den Parameter *E. coli* nach 2,5 Monaten Nachrotte. Auch die folgende Kontamination der Komposte bewirkt keine Überschreitung der Grenzwerte. Salmonellen waren in 10 g Komposten nach sechs Wochen nicht mehr nachweisbar. Der Grenzwert wurde während der Projektlaufzeit angehoben, indem nicht mehr 10 g sondern 25 g zu untersuchen waren. Somit kann nicht mit abschließender Sicherheit ausgeschlossen werden, dass in 25 g keine Salmonellen vorhanden waren, aber falls doch, könnten rechnerisch höchstens bis 2,5 Bakterien nachweisbar sein. Aus mikrobiologischer Sicht ist die Verteilung von Bakterien in Proben niemals normalverteilt, Somit ist ein Unterschied zwischen 0-10 Bakterien in Teilproben einer Gesamtheit immer im Bereich statistischer Ungenauigkeit. Vor diesem Hintergrund kann mit großer Wahrscheinlichkeit angenommen werden, dass der Vermikompost auch die Anforderungen bezüglich Salmonellen erfüllen würde. Auch der Vergleich mit handelsüblichen Komposten zeigte, dass die Vermikomposte eine vergleichbare mikrobielle Gemeinschaft und Qualität aufwiesen.

5.2.3.2 Einsatzmöglichkeiten

Aus hygienischer Sicht kann der durch die Vermikompostierung aus Fäkalien hergestellte Kompost in gleicher Weise wie andere Komposte verwendet werden. Neben der hygienischen Qualität sind aber auch die Reife und der Schwermetallgehalt für eine Verwendung entscheidend. Deshalb wurden zusätzlich zur Bestimmung der Reife für die Vermikomposte aus Fäkalien und aus dem Gemisch aus Bioabfall und Überschussschlamm Schwermetallanalysen durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 63 gezeigt. Zusätzlich sind die Grenzwerte für die jeweiligen Elemente nach der BioAbfV (Anwendung 30 t / ha*3a) und der RAL GZ 258 (Komposte aus Abwasserschlämmen) eingetragen (Erläuterung der Grenzwerte siehe).

Die Grenzen der RAL GZ 258 werden sicher eingehalten werden. Die Vermikomposte aus Bioabfall und Überschussschlamm überschreiten die BioAbfV-Grenze für Zink deutlich, wohingegen der Vermikompost aus Fäkalien die Blei- und Kupfer-Grenzwerte leicht überschreiten. Setzt man Grenzwerte der BioAbfV für eine Aufwandsmenge von 20 t / ha*3a (siehe Tabelle 51), so unterschreiten die Gehalte an Pb und Cu diese Grenzwerte, der entsprechende Grenzwert für Zn wird von den Vermikomposten aus Bioabfall und Überschussschlamm jedoch immer noch überschritten.

Die Verwendung des produzierten Vermikompostes aus Fäkalien ist nach einer 9-monatigen Nachrotte im Garten- und Landschaftsbau zulässig. Gemessen an den Schwermetallgehalten nach der BioAbfV beträgt die zulässige Aufwandsmenge 20 t / ha*3a. Mit einem Salzgehalt von rund 3,8 g / L ist das Produkt ein Typ 2 – Kompost (vgl. Tabelle

50). Gemessen an der Sauerstoffzehrung (AT_4) liegt die Reife des Kompostes in der höchsten Stufe („Fertigkompost“, Rottegrad V). Somit sind keine Beeinträchtigungen des Bodenlebens oder Nährstofffestlegungen zu erwarten.

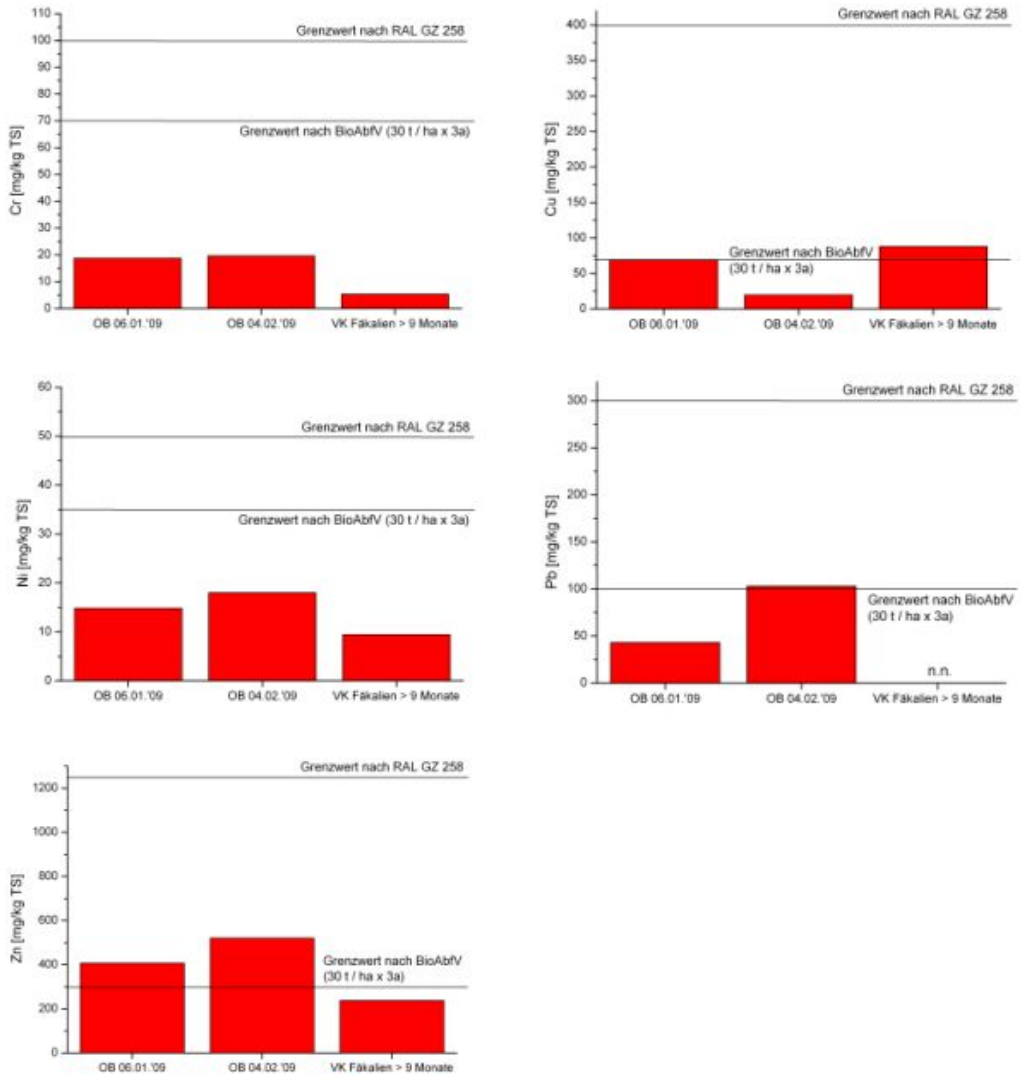

Cr [mg/kg TS]
Grenzwert nach RAL GZ 258
Grenzwert nach BioAbfV (30 t / ha x 3a)
OB 06.01.'09
OB 04.02.'09
VK Fäkalien > 9 Monate
Cu [mg/kg TS]
Grenzwert nach RAL GZ 258
Grenzwert nach BioAbfV (30 t / ha x 3a)
Ni [mg/kg TS]
Grenzwert nach RAL GZ 258
Grenzwert nach BioAbfV (30 t / ha x 3a)
Pb [mg/kg TS]
Grenzwert nach RAL GZ 258
Grenzwert nach BioAbfV (30 t / ha x 3a)
n.n.
Zn [mg/kg TS]
Grenzwert nach RAL GZ 258
Grenzwert nach BioAbfV (30 t / ha x 3a)

Abbildung 63: Gehalte an Cr, Cu, Ni, Pb und Zn für Vermikomposte aus Überschussschlamm und Bioabfall unterschiedlichen Alters sowie Vermikompost aus Fäkalien; Grenzwerte nach BioabfV für Komposte (Anwendung 30 t / ha*3a) und RAL GZ 258 für Komposte aus Abwasserschlämmen

Der im Rahmen der Pilotphase produzierte Vermikompost aus Bioabfall und Überschussschlamm ist nach einer 4-monatigen Nachrotte mit einem Rottegrad von III noch nicht uneingeschränkt anwendbar. Hier sollte die Nachrotte fortgeführt werden, bis auch dieses Material einen Rottegrad von V erreicht hat. Der Salzgehalt von 5,4 mS/cm (entspricht rund 16 g/L) bei diesem Material liegt so hoch, dass es für eine Anwendung als konventioneller Kompost nicht möglich ist. Es kann aber als (Basis)material für spezielle Substratformulierungen eingesetzt werden.

5.3 Arzneimittel

5.3.1 Schwarzwasser

5.3.1.1 Analytischer Nachweis

Drei der vier zudotierten Arzneiwirkstoffe werden in der Anlage nachgewiesen. Das Antidepressivum *Fluoxetin* wird während des Dotierungsversuchs unter realen Bedingungen in keiner Modulbaugruppe wiedergefunden bzw. befindet sich unterhalb der analytischen Nachweisgrenze.

Im Hintergrund des Abwassers wird während der gesamten Versuchsdauer der Wirkstoff *Ibuprofen* nachgewiesen. *Diclofenac* wird einmalig in der Vorlage wiedergefunden. *Carbamazepin* lässt sich während der Versuchsdauer im Hintergrund nicht nachweisen.

Bei der Mischprobe aus dem Membran-Bioreaktor wird *Carbamazepin* durchgängig analysiert. *Ibuprofen* wird erst bei den letzten vier Probenahmezeitpunkten nachgewiesen. *Diclofenac* wird ebenfalls verstärkt zum Ende der Probenahme im Membran-Bioreaktor-Komplex ermittelt.

Im Ablauf der Membrankammer kann lediglich *Carbamazepin* nachgewiesen werden. Im Anschluss an die Ozon/UV-Behandlung wird keiner der vier Wirkstoffe messtechnisch erfasst.

Auswertungsmethodik

Bei den drei biologischen Reaktoren der Aufbereitungsanlage, bestehend aus Nitrifikation, Denitrifikation und Filtrationskammer handelt es sich um ein permanent durchmischtes und damit ineinander zirkulierendes System, welches im Folgenden als eine Einheit (MBR_{gesamt}) betrachtet wird (Abbildung 64).

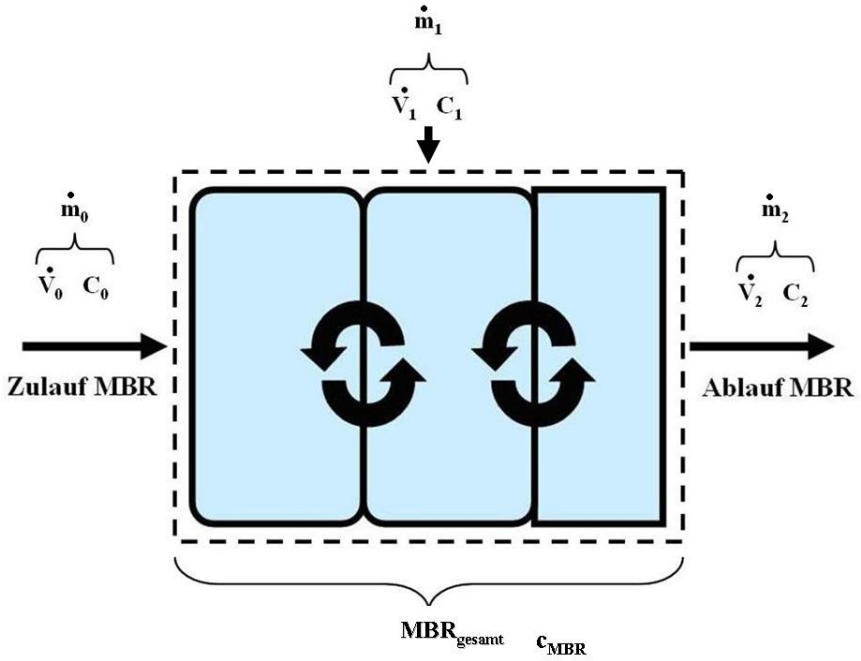


Abbildung 64: Vereinfachtes Schema des Membran-Bioreaktors und der drei Kompartimente zur Ermittlung der Nullkonzentrationen

Zu Beginn der Dotierung erfolgt eine asymptotische Anreicherung der Wirkstoffe bis eine annähernd konstante Konzentration im Membran-Bioreaktor erreicht ist. Durch die Berücksichtigung einer Adaptionszeit der Biologie bei der Versuchsdurchführung wird davon ausgegangen, dass sich im Zeitraum bis zur ersten Probenahme eine annähernd konstante Konzentration in den Reaktoren eingestellt hat.

Nach Einstellung eines strömungsmechanischen Gleichgewichtes ergibt sich die Ablaufkonzentration bzw. Nullkonzentration (Konzentration im MBR; c_{MBR} = c2) aus der Massenbilanz der Formel (1).

$$\dot{V}_0 * C_0 + \dot{V}_1 * C_1 = \dot{V}_2 * C_2 \qquad (1)$$

mit c_0 = Hintergrundkonzentration, V_0 = Volumenstrom Zulauf, c_1 = Konzentration Dotierung, V_1 = Volumenstrom Dotierung, $c_2 = c_{MBR}$ = Null-/Ablaufkonzentration, V_2 = Volumenstrom Ablauf.

Aus dem Quotienten des durchschnittlichen Gesamtvolumens des Membran-Bioreaktors (V_{MBR} = 1 076,67 l) und konstanten Zu- wie auch Ablauf-Volumenströmen ($\dot{V}_{0,2} = 50\ l/h$) ergibt sich eine vollständige Durchmischung des gesamten Membran-Bioreaktors – bei der Betrachtung eines einheitlichen Systems – nach etwa 21,5 h. Eine Anlaufphase von zwei Tagen Differenz zwischen der Dotierung und der ersten Probenahme erscheint daher als genügend.

Da im betrachteten System jedoch reduzierende Prozesse stattfinden, liegt tatsächlich ein instationärer Zustand vor. Ein Vergleich der aus dem Massengleichgewicht berechneten maximal möglichen Wirkstoffkonzentrationen im Reaktor mit den analytisch erfassten Konzentrationen ermöglicht Aussagen über die Eliminationsleistung der Versuchsanlage im Umgang mit den betrachteten Arzneiwirkstoffen. Der Tabelle 52 sind die Nullkonzentrationen bei Betrachtung eines stationären Zustandes zu entnehmen.

Tabelle 52: Maximal mögliche Wirkstoffkonzentration im Membran-Bioreaktor und Reaktor-Ablauf unter der Annahme eines stationären Zustandes

	Carbamazepin	Ibuprofen	Diclofenac	Fluoxetin
Wirkstoffkonzentration c_2 (µg/l)	5,6	20,6*	4,8 (10,3)**	4

* mitberücksichtigt werden die aus dem Hintergrund gemittelten Zulaufkonzentrationen → 6,9 µg/l

** Einmaliger Peak der Nullkonzentration durch Berücksichtigung der zum Zeitpunkt HG 2.1 im Vorlagespeicher nachgewiesenen Hintergrundkonzentration von 5,5 µg/l

Zur Bewertung der spezifischen Abbauleistungen werden drei Probenahmestellen betrachtet (MBR.IN, MBR.OUT, O_3UV). Vorgefundene Hintergrundkonzentrationen (HG) werden im Einzelfall mitberücksichtigt. Unterhalb der analytischen Nachweisgrenze der betrachteten Arzneimittel gilt der Wirkstoff in dieser Betrachtung als eliminiert.

Auswertung der Analyseergebnisse

Die Messergebnisse des Wirkstoffpräparats *Carbamazepin* unterliegen starken Schwankungen. Die ermittelten Konzentrationen im Membran-Bioreaktor (MBR.IN) sind bis auf eine Ausnahme niedriger als die theoretisch maximal möglichen Wirkstoffkonzentrationen. Die Messwerte aus dem Ablauf der Membrankammer (MBR.OUT) sind in allen Fällen niedriger als die maximal mögliche Wirkstoffkonzentration, jedoch in zwei Fällen überschreiten sie auch die Messwerte des vorgeschalteten Membran-Bioreaktor-Moduls. Der Eliminationsgrad von der Nullkonzentration bis zum Ablauf der Membrankammer ergibt im Schnitt 49 %.

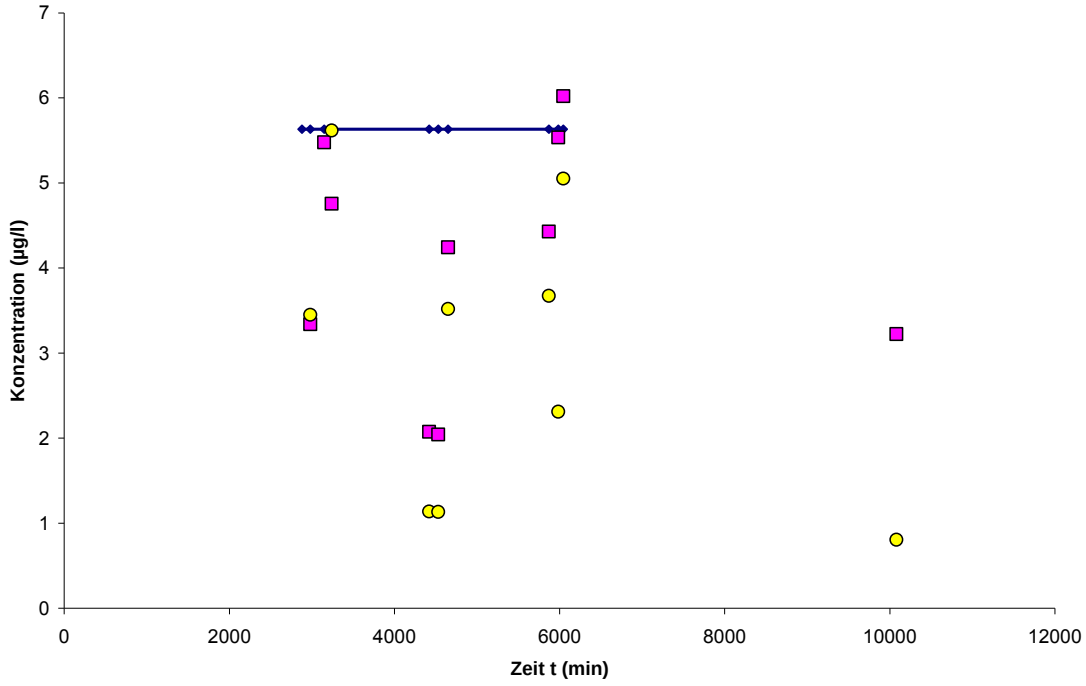


Abbildung 65; *Carbamazepin*-Konzentrationen im zeitlichen Verlauf. Blaue Linie = maximal mögliche Wirkstoffkonzentration im stationären Zustand; Rote Markierung = Konzentrationen MBR.IN; Gelbe Kreise = Konzentrationen MBR.OUT.

Da *Ibuprofen* durchgängig im Hintergrund nachgewiesen wurde, wird bei der Nullkonzentration die gemittelte Hintergrundkonzentration mitberücksichtigt. Im Membran-Bioreaktor (MBR.IN) werden lediglich zum Ende der Probenahme Wirkstoffe nachgewiesen. Diese liegen bis maximal um den Faktor 4 niedriger als die maximal mögliche Wirkstoffkonzentration (vgl. Abbildung 66). Im Ablauf der Membrankammer wird kein *Ibuprofen* mehr vorgefunden. Der Eliminationsgrad im Membran-Bioreaktor beträgt durchschnittlich 89 %.

Die Messergebnisse aus dem Membran-Bioreaktor für den Wirkstoff *Diclofenac* befinden sich bis auf eine Ausnahme unterhalb der Nullkonzentration. Bei der Nullkonzentration mitberücksichtigt wird der im Hintergrund einmalige Nachweis des Wirkstoffpräparats. Etwa 24 Stunden später wird im Membran-Bioreaktor eine Konzentration ermittelt, die um den Faktor 2 höher ist als die Nullkonzentration. Im Ablauf der Membrankammer (MBR.OUT)

wird der Wirkstoff nicht nachgewiesen (Abbildung 66). Unter Ausschluss des über der Ausgangskonzentration befindlichen Messwertes ergibt sich eine Eliminationsleistung im Membran-Bioreaktor von 43 %.

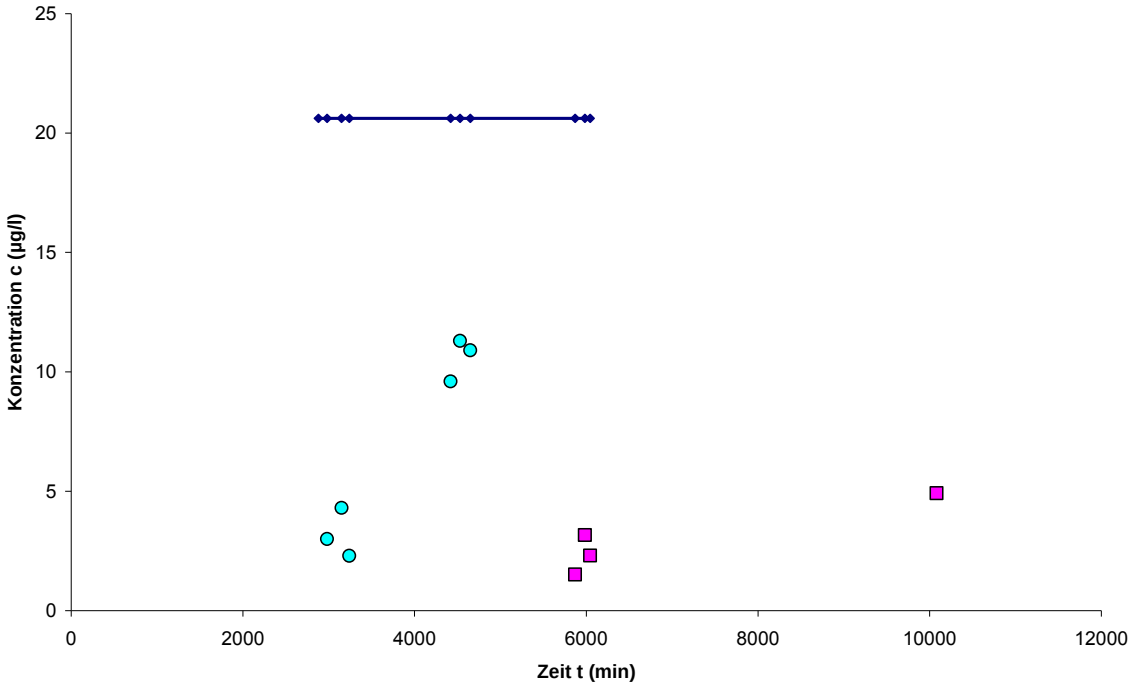


Abbildung 66: *Ibuprofen*-Konzentrationen im zeitlichen Verlauf. Blaue Linie = maximal mögliche Wirkstoffkonzentration im stationären Zustand; Rote Markierung = Konzentrationen MBR.IN. Mit dargestellt wurden die im Hintergrund vorgefundenen Konzentrationen (Blaue Markierung).

Im Vorfeld des Dotierungsversuchs wurde mit dem Wirkstoff *Fluoxetin* ein Vorversuch angesetzt, der erste Anhaltspunkte zu dem Abbauverhalten innerhalb der verschiedenen Modulbaugruppen liefern sollte. Hierzu wurde eine deutlich erhöhte Ansatzmenge von 100 mg/d dem System zugeführt, wodurch sich eine rechnerische Konzentration im MBR-System von 83 µg/l einstellt. Analytisch ermittelt wurde eine Konzentration am Ausgang der Modulbaugruppe von 7 µg/l, was einer Reduktion von etwa 94 % entspricht.

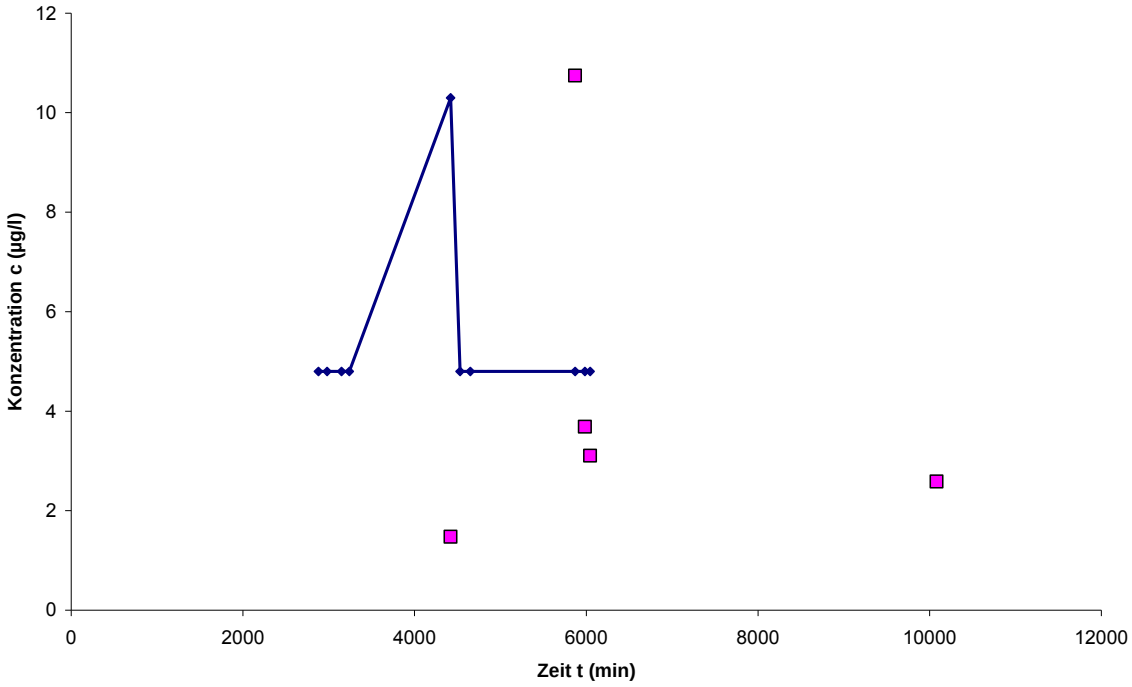


Abbildung 67: *Diclofenac*-Konzentrationen im zeitlichen Verlauf. Blaue Linie = maximal mögliche Wirkstoffkonzentration im stationären Zustand. Mitberücksichtigt wird der einmalige Nachweis des Wirkstoffes im Hintergrund; Rote Markierung = Konzentrationen MBR.IN.

5.3.1.2 Toxikologische Ergebnisse

Der Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-2 beschreibt die toxikologische Wirkung auf die verwendeten Mikroorganismen durch deren Reduktion an lumineszierender Leistung in Reaktion auf das Umgebungsmilieu oder die umgebenden Stoffe. Erfasst wird der Giftigkeitsfaktor (GL-Faktor) unterhalb einer hemmenden Leuchtwirkung kleiner 20 %. Dieser ergibt sich wiederum aus der jeweiligen Verdünnungsstufe, woraus schließlich das toxikologische Potential quantitativ abgeschätzt werden kann.

Der Leuchtbakterienhemmtest zeigt bei den Hintergrundproben den höchsten Grad der Hemmung an allen drei Messtagen. Die Mischproben aus dem Membran-Bioreaktor ergeben in allen drei Proben geringere Hemmstufen. Maximal weichen die Hemmfaktoren um den Faktor 15 voneinander ab. Im Anschluss an die Ozon- und UV-Behandlung wird der geringste Hemmfaktor mit einem Wert von GL 2 festgestellt (Abbildung 68).

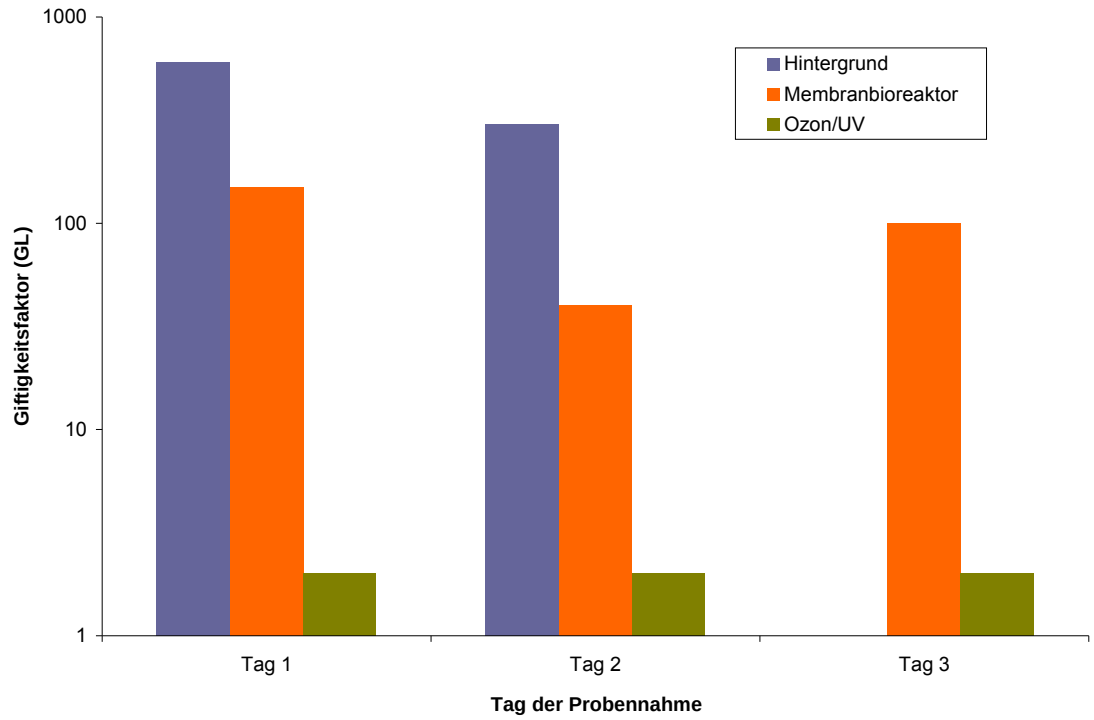


Abbildung 68: Halblogarithmische Auftragung der toxikologischen Untersuchung als GL-Faktor in Abhängigkeit von der Messkampagne.

Schlussfolgerung

Die Zugabe der Wirkstoffpräparate zum dezentralen Aufbereitungssystem KOMPLETT erfolgte unter der Annahme, dass sich zum Zeitpunkt der Probenahme eine annähernd konstante Nullkonzentration im Membran-Bioreaktor eingestellt hat. Darauf aufbauend lassen sich Aussagen zur spezifischen Eliminationsleistung der Gesamtanlage, aber auch zu einzelnen Modulbaugruppen bei den eingesetzten Wirkstoffen machen. Eine Betrachtung möglicher Metabolite war im Rahmen der Untersuchungen nicht möglich.

Carbamazepin wurde sowohl im Membran-Bioreaktor als auch im Ablauf des biologischen Reaktorsystems nachgewiesen. Die Messwerte unterliegen starken Schwankungen und überschneiden sich in zwei Fällen. Es können keine gesicherten Aussagen über die Wirkmechanismen der Abbauprozesse gemacht werden. *Carbamazepin* wird in der Literatur als schwer biologisch abbaubar beschrieben. Da der Wirkstoff unabhängig von den Schwankungen im Membran-Bioreaktor durchgängig vorgefunden wird und die Werte auch teilweise nahe der maximalen Wirkstoffkonzentration – in einem Fall sogar oberhalb der Ausgangskonzentration – liegen, kann diese Aussage bestätigt werden. Bei der Betrachtung des Membranablaufes kann eine durchschnittliche Reduzierung um fast 50 % ermittelt werden. Dies belegt aber auch, dass die Adsorption des Wirkstoffs an Partikel ebenfalls nicht besonders hoch ist. Durch die Membranfiltration wird keine vollständige Eliminierung erreicht. Im Anschluss an die Ozon- und UV-Behandlung werden keine Konzentrationen im analytisch messbaren Bereich nachgewiesen, es kann hier von einer vollständigen Elimination des Wirkstoffs ausgegangen werden.

Ibuprofen wird bereits im Hintergrund nachgewiesen. Bei der Ermittlung der Ausgangskonzentration im Membran-Bioreaktor wird daher der durchschnittliche Hintergrund

permanent mitberücksichtigt und in die Gesamtkonzentration einbezogen. In den Bioreaktoren wird dieser Wirkstoff lediglich zum Ende des Versuchszeitraumes vorgefunden. Die ermittelten Konzentrationen liegen weit unterhalb der Ausgangskonzentration. Da *Ibuprofen* in der Literatur als leicht biologisch abbaubar beschrieben wird, kann dies auf eine erfolgreiche biologische Abbauleistung durch die Mikroorganismen in den Bioreaktoren zurückgeführt werden. Dies erfolgt mit einem Wirkungsgrad von annähernd 90 %. Da die analytischen Nachweise jedoch erst am Ende des Probenzeitraumes erfolgen, kann hier eine geringfügige Akkumulation des Wirkstoffs seitens der Dotierung sowie des kontinuierlichen Zuflusses aus dem Hintergrund vermutet werden. Durch die zusätzliche Membranbarriere wird der Wirkstoff nahezu vollständig eliminiert.

Diclofenac wird im Membran-Bioreaktor nur vereinzelt und in sehr geringen Konzentrationen vorgefunden. Da der Wirkstoff in der Literatur als schwer biologisch abbaubar beschrieben wird, müssen alternative Eliminationsprozesse wie etwa adsorptive Prozesse angenommen werden. Zu einem Zeitpunkt wird der Wirkstoff im Membran-Bioreaktor um einen Faktor 2 größer der Ausgangskonzentration festgestellt. Da circa 24 h vorher einmalig das Arzneimittel im Hintergrund vorgefunden wurde, kann an dieser Stelle von einem Aufschlag der Gesamtkonzentration ausgegangen werden. Im Ablauf der Membrankammer wurden keine Werte des Wirkstoffes nachgewiesen.

Bei dem Wirkstoff *Fluoxetin* kann von einer vollständigen Elimination ausgegangen werden. In keinem der untersuchten Aggregate wird das Arzneimittel während des Dotierungsversuchs 2 nachgewiesen. Vermutet wird eine nahezu vollständige Adsorption des Wirkstoffs an den im Membran-Bioreaktor befindlichen Feststoffen. Bei dem Vorversuch zur Bestimmung des *Fluoxetin* Abbauverhaltens wurden etwa 94 % der sich einstellenden Konzentration abgebaut.

Die in den Versuchen erhobenen Erkenntnisse zum Abbauverhalten der Mikroschadstoffe innerhalb der Versuchsanlage zeigen trotz stark schwankenden Ergebnissen eine erfolgreiche Elimination der Spurenstoffe. Dies trifft bei allen betrachteten Wirkstoffen mit hoher Sicherheit im Anschluss an die Ozon- und UV-Behandlung zu.

Ferner zeigen die Daten, dass bei der toxikologischen Beurteilung der Proben die größte Reaktion in der Vorlage des Abwasseraufbereitungssystems vorzufinden ist. Von den betrachteten Arzneimitteln wird an dieser Stelle der Wirkstoff *Ibuprofen* durchgängig nachgewiesen. Da *Ibuprofen* in der Literatur als gering toxisch eingestuft wird, kann die hohe toxische Hemmwirkung an dieser Stelle im Bezug auf den nachgewiesenen Wirkstoff ausgeschlossen werden. Zudem ist die theoretische Konzentration im Membran-Bioreaktor höher, so dass hier von einer stärkeren toxischen Reaktion der Bakterien auf diesen Wirkstoff ausgegangen werden muss.

Da keine weiteren Stoffe (einmalig *Diclofenac*) der betrachteten Medikamente im Hintergrund nachgewiesen wurden, kann eine toxische Reaktion im Bezug auf die im Versuch betrachteten Arzneimittel ausgeschlossen werden. Es ist zu vermuten, dass die erhöhte Wirkung im Vorlagebereich durch andere nicht erfasste Stoffe zustande kommt. Zu vermuten wären beispielsweise Antibiotika oder Zytostatika im Schwarzwasserzulauf. Da diese Wirkstoffe analytisch nicht betrachtet wurden, können darüber keine weiteren Aussagen gemacht werden.

Anhand des geringen Toxizitätsfaktors im Anschluss an die Ozon- und UV-Behandlung kann mit großer Sicherheit von einer vollständigen Reduzierung des toxikologischen Potentials des Abwassers im Anschluss an diese Aufbereitungsstufen einschließlich möglicher Metabolite und anderweitiger Abbauprodukte ausgegangen werden. Dies trifft auch für solche Mikroschadstoffe zu, die nicht detailliert betrachtet wurden.

Eine Betrachtung der Schlammpfade konnte aufgrund der Konfiguration vor Ort nicht durchgeführt werden.

Literaturverzeichnis

(1984): Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser. Bonn, Bundesgesetzblatt.

(1994): "Textile Flächengebilde - Prüfung der antimykotischen Wirkung - Agardiffusionstest."

(1997): Badewasser, Teil 1: "Aufbereitung von Schwimm- und Badebeckenwasser". *DIN.*

(2001): "Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (TrinkwV 2001)." Bundesgesetzblatt, Bonn, 959-980.

(2007a): "Arbeitsgemeinschaft der Nanotechnologie-Kompetenzzentren Deutschlands: AGeNT-D.", Technische Universität Berlin.

(2007b): "Rechtsgutachten Nano-Technologie - ReNaTe." Umweltbundesamt, 1-94.

Abeling U. (1994): Stickstoffelimination aus Industrieabwässern -Denitrifikation über Nitrit-, Dissertationsschrift, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Hannover, Heft 86, Hannover 1994

Agrawala M., Phan D., Heiser J., Haymaker J., Klingner J., Hanrahan P., Tversky B. (2003): Designing effective step-by-step assembly instructions, ACM Trans. Graph.

Aira, M. and Dominguez, J. (2008): "Optimizing vermicomposting of animal wastes: Effects of rate of manure application on carbon loss and microbial stabilization." *Journal of Environmental Management*, 88(4), 1525-1529.

Aira, M. and Dominguez, J. (2009): "Microbial and nutrient stabilization of two animal manures after the transit through the gut of the earthworm Eisenia fetida (Savigny, 1826)." *Journal of Hazardous Materials*, 161(2-3), 1234-1238.

Aira, M., Monroy, F. and Dominguez, J. (2006): "Microbial Biomass Governs Enzyme Activity Decay during Aging of Worm-Worked Substrates through Vermicomposting." *J. Environm. Qual.* .

Ali, M., Griffiths, A. J., Williams, K. P., and Jones, D. L. (2007): "Evaluating the growth characteristics of lettuce in vermicompost and green waste compost." *European Journal of Soil Biology*, 43, S316-S319.

Anderson, G. L., Kenney, S. J., Millner, P. D., Beuchat, L. R. and Williams, P. L. (2006): "Shedding of foodborne pathogens by Caenorhabditis elegans in compost-amended and unamended soil." *Food Microbiol*, 23(2), 146-53.

Antakyali D., Krampe J. und Steinmetz H. (2008): Dezentrale Abwasserreinigung in Ferienanlagen mit dem Ziel der Wasserwiederverwendung. GWF Wasser Abwasser, 149 (2008) Nr.13, 12-17

Anthonisen A.C., Löhr R.C., Parkasam T.B.S. and Srinath, E.G. (1976): Inhibitation of free ammonia and free nitrous acid, J. Wat. Controll Fed.. 48, 835-852

Arancon, N. Q., Edwards, C. A., Babenko, A., Cannon, J., Galvis, P. and Metzger, J. D. (2008): "Influences of vermicomposts, produced by earthworms and microorganisms from cattle manure, food waste and paper waste, on the germination, growth and flowering of petunias in the greenhouse." *Applied Soil Ecology*, 39(1), 91-99.

ARRPET. "Sustainable Solid Waste Landfill Management in Asia; Final Report Phase I." Environmental Engineering and Management Programm, Asian Institute of Technology.

Arthurson, V. (2008): "Proper sanitization of sewage sludge: a critical issue for a sustainable society." *Appl Environ Microbiol*, 74(17), 5267-75.

Atasoy E., Murat S., Baban A., Ayaz S., Güne K. (2007): Treatment of black water by a pilot scale submerged membrane bioreactor (MBR), Proceedings of the 3th Zero-M International Conference on Sustainable Water Management, Tunis, Tunisia 2007

ATV-DVWK A 131 (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Hrsg. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.,, Hennef

Baccini P., Daxbeck H., Glenck E., und Henseler G. (1993): Metapolis - Guterumsatz und Stoffwechselprozesse in den Privathaushalten einer Stadt - Berich 34A des nationalen Forschungsprogramms „Stadt und verkehr“, Zürich, Schweiz 1993

Bachman, G. R. and Metzger, J. D. (2008): "Growth of bedding plants in commercial potting substrate amended with vermicompost." *Bioresource Technology*, 99(8), 3155-3161.

BAE, J. and SCHWAB, K. J. (2008): Evaluation of murine norovirus, feline calicivirus, poliovirus, and MS2 as surrogates for human norovirus in a model of viral persistence in surface water and groundwater. *Appl Environ Microbiol,* 74**,** 477-84.

BDEW (2008): Trinkwasserverwendung im Haushalt 2006, Durchschnittswerte bezogen auf die Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe, BDEW Bundesverband der Energie und Wasserwirtschaft e.V., http://www. bdew.de (6.12.2008)

Bernhardt, H. (1993): "Abschluß des BMFT-F+E-Vorhabens: Untersuchungen zur hygienischen Sicherheit der Trinkwasserdesinfektion mit UV-Strahlen." *gwf-wasser/abwasser*, 134(12), 715-716.

Bernhardt, H., Hoyer, O., Hengesbach, B., Schoenen, D., Karanis, P., Moriske, H. J. and von Sonntag, C. (1992): "Desinfektion aufbereiteter Oberflächenwässer mit UV-Strahlen - erste Ergebnisse des Forschungsvorhabens." *gwf-wasser/abwasser*, 133(12), 632-643.

Bernhardt, H., Hoyer, O., Nick, K., Schoenen, D., Gebel, J., Hengesbach, B., Kolch, A., Karanis, P., Rüden, H., von Sonntag, C., Schuchmann, H.-P. and Schöler, H.-F. (1994): "Desinfektion aufbereiteter Oberflächenwässer mit UV-Strahlen. Konsequenzen für die Wasserversorgung aus den Ergebnissen des F- und E-Verbundvorhabens." *gwf-wasser/abwasser*, 135(12), 677-689.

Beuchat, L. R. (2002): "Ecological factors influencing survival and growth of human pathogens on raw fruits and vegetables." *Microbes and Infection*, 4(4), 413-423.

Bever J., Stein A. und Teichmann (2002): Weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage, Oldenbourg Industrieverlag, München 2002

BioAbfV (1998): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden vom 21. September 1998

Birkel, M., Kim, N. T. B., Wohlsagen, S., Clemens, J. and Arnold, U. (2009): "Brown Water Treatment by Vermicomposting and Horizontal Soil Filter at Hoa An." SANSED Project - Final Report: Closing Nutrient Cycles in Decentralised Water Treatment Systems in the Mekong Delta, U. Arnold and F. Gresens, eds., Bonn.

BLANC, D. S., NAHIMANA, I., PETIGNAT, C., WENGER, A., BILLE, J. and FRANCIOLI, P. (2004): Faucets as a reservoir of endemic Pseudomonas aeruginosa colonization/infections in intensive care units. *Intensive care medicine,* 30**,** 1964-1968.

Böhler A., Joss A., Bützer S., Holzapfel M., Mooser H. and Siegrist H. (2007): Treatment of toilet wastewater for reuse in membrane bioreactor, GWA Procceding 206 Gewässerschutz Wasser Abwasser

BRIANCESCO, R., COCCIA, A. M., CHIARETTI, G., DELLA LIBERA, S., SEMPRONI, M. and BONADONNA, L. (2008): Assessment of microbiological and parasitological quality of composted wastes: health implications and hygienic measures. *Waste Manag Res,* 26**,** 196-202.

Bringmann, G. (1954). "Die Wirkung von Ozon auf Organismen des Trinkwassers." *Zeitschr. f. Hygiene*, 139, 333-337.

BRINTON, W. F., JR., STORMS, P. and BLEWETT, T. C. (2009): Occurrence and levels of fecal indicators and pathogenic bacteria in market-ready recycled organic matter composts. *J Food Prot,* 72**,** 332-9.

Brucek P. (1997): Isothermer Brand von Feldspäten. Keram. Zeitschrift 49(1997)12, S. 1062 - 1066

Bukhari, Z., and LeChevallier, M. (2003): "Assessing UV reactor performance for treatment of finished water." *Water Sci Technol*, 47(3), 179-84.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, N. U. R. (2006): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung - BioAbfV).

Bustamante, M. A., Moral, R., Paredes, C., Vargas-Garcia, M. C., Suarez-Estrella, F. and Moreno, J. (2008): "Evolution of the pathogen content during co-composting of winery and distillery wastes." *Bioresour Technol*, 99(15), 7299-306.

Chang Y. (2007): Persönliche Kommunikation, Institut WAR, Darmstadt

Chen, J. H. and Huang, X. (2008): "Fouling reasons and cleaning methods of nanofiltration membrane filtrated with the effluent of membrane bioreactor." *Huan Jing Ke Xue*, 29(9), 2481-7.

Chen, X., and Schluesener, H. J. (2008). "Nanosilver: a nanoproduct in medical application." *Toxicol Lett*, 176(1), 1-12.

Chung, C. J., Lin, H. I., Tsou, H. K., Shi, Z. Y. and He, J. L. (2008): "An antimicrobial TiO2 coating for reducing hospital-acquired infection." *J Biomed Mater Res B Appl Biomater*, 85(1), 220-4.

Cornel P., Weber B., Böhm H. R., Bieker S., Selz A. (2004): Semizentrale Wasserver- und Entsorgungssysteme – Eine Voraussetzung zur innerstädtischen Wasserwiederverwendung? Verein zur Förderung des Instituts WAR, Hrsg.: Wasserwiederverwendung – eine ökologische und ökonomische Notwendigkeit wasserwirtschaftlicher Planung weltweit? WAR Schriftenreihe Band 159, 17- 32, Darmstadt

DAWSON, D. J., PAISH, A., STAFFELL, L. M., SEYMOUR, I. J. and APPLETON, H. (2005): Survival of viruses on fresh produce, using MS2 as a surrogate for norovirus. *J Appl Microbiol,* 98**,** 203-9.

Day M. (2008): Prozac does not work in majority of depressed patients, New Scientist. URL: http://www.newscientist.com/article/dn13375-prozac-does-not-work-in-most-depressed-patients.html

DEHOGA (1997): Deutscher Hotel- und Gaststättenverband (Hrsg.), Umweltbroschüre 1997, Bonn 1997

DESTATIS (2009): Statistisches Bundesamt Deutschland (2009): Leben in Deutschland, URL: http://www.destatis.de (März 2009)

DEVICTORICA, J. and GALVÁN, M. (2001): Pseudomonas aeruginosa as an indicator of health risk in water for human consumption. *Water Science and Technology,* 43**,** 49-52.

DIN (2006) DIN EN 12353:2006 - Chemische Desinfektionsmittel und Antiseptika - Aufbewahrung von Testorganismen für die Prüfung der bakteriziden, mykobakteriziden, sporiziden und fungiziden Wirkung, Deutsches Institut für Normung e.V: 1-21.

DIN 19643 (1997): Aufbereitung von Schwimm- und Badebeckenwasser – Teil 1 Allgemeine Anforderungen, Ausgabe 1997 - 04

DIN 19650 (1999): Bewässerung – Hygienische Belange von Bewässerungswasser, Ausgabe 1999-02

Ditta, I. B., Steele, A., Liptrot, C., Tobin, J., Tyler, H., Yates, H. M., Sheel, D. W. and Foster, H. A. (2008): "Photocatalytic antimicrobial activity of thin surface films of TiO(2), CuO and TiO (2)/CuO dual layers on Escherichia coli and bacteriophage T4." *Appl Microbiol Biotechnol*, 79(1), 127-33.

DLG (2006): Betriebszweigabrechnung für Biogasanlagen. Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft, Bd. 200

DOMINGO, J. L. and NADAL, M. (2009): Domestic waste composting facilities: a review of human health risks. *Environ Int,* 35**,** 382-9.

Dominguez, J. (2004): "State of the Art and New Perspectives on Vermicomposting Research." Earthworm Ecology, 401 - 424.

DVGW (2002a) Merkblatt W 225: Ozon in der wasseraufbereitung. *DVGW Regelwerk*.

DVGW (2002b) Merkblatt W 296: Verminderung oder Vermeidung der Trihalogenmethanbildung bei der wasseraufbereitung und Trinkwasserverteilung. *DVGW Regelwerk***,** 1-15.

DVGW (2004): Trinkwasserverordnung (TrinkwV) und Trinkwasser-Installation. *Energie Wasser Praxis / twin.*

DVGW (2006): Hygienische Sicherheit von Ultrafiltrations- und Mikrofiltrationsanlagen zur Trinkwasseraufbereitung. *Information aus dem Technischen Komitee "Wasseraufbereitungsverfahren"***,** 1-3.

DWA (2008): Neuartige Sanitärsysteme, DWA-Themenband, Hennef 2008

Edwards, C. A. (1972): *Biology of earthworms* Chapman and Hall, London.

Edwards, C. A., and Fletcher, K. E. (1988). "Interactions between Earthworms and Microorganisms in Organic-Matter Breakdown." *Agriculture Ecosystems & Environment*, 24(1-3), 235-247.

EG (1998): Directive 98/83/EC, Council Directive of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption, 1998

Egberts, G. (1993): "Desinfektion und Oxidation mit UV-Strahlung." Technische Akademie Wuppertal e.V., Wuppertal.

Egberts, G. (1994): "Abbau von Ozon in wäßriger Lösung drch UV-Strahlung." *gwf-wasser/abwasser*, 135(8), 465-469.

Englert R. (2002): Wie können verschmutzungsabhängige Abwassergebühren ermittelt werden? Vortrag Gemeinsames Symposium des TMLNU, Der MFPA und Bauhaus Universität Weimar, 26.09.2002

EPA (2004): Guidelines for Water Reuse USEPA/625/R-04/108, U:S: Enviromental Protection Agency / U.S. Agency for International Development, Washington D.C.

Estublier J., Dami S., Amiour A. (1997): Apel: A graphical yet executable formalism for process modelling.

EU (2006): Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15.02.2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG, 2006

EU (1975): Richtlinie 76/160/EWG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 8 Dezember 1975 über die Qualität von Badegewässer, 1975

EXNER, M., KRAMER, A., KISTEMANN, T., GEBEL, J. and ENGELHART, S. (2007): Wasser als Reservoir für nosokomiale Infektionenen in medizinischen Einrichtungen, Prävention und Kontrolle. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz,* 50**,** 302-11.

FBR (2005): fbr-Hinweisblatt H 201, Grauwasserrecycling, Planungsgrundlagen und Betriebshinweise, Darmstadt 2005

Flaherty C. M. und Dodson S. I. (2005): Effects of pharmaceuticals on Daphnia survival, growth, and reproduction. Chemosphere 61; 200 - 207

Flöser V. und Ternes T. (2008): Arzneimittelrückstände und antibiotikaresistente Keime im Abwasser – Zentrale oder dezentrale Vorbehandlung? KA Korrespondenz Abwasser, Abfall (55), Nr. 7, 732-737

FOPPEN, J. W., OKLETEY, S. and SCHIJVEN, J. F. (2006): Effect of goethite coating and humic acid on the transport of bacteriophage PRD1 in columns of saturated sand. *J Contam Hydrol,* 85**,** 287-301.

Francescon P., Campolo M. P., Dal Maschio R., Bosetti P. (2000): Remplacement de la Néphéline par du Feldspath sodique. L' industrie Céramique & Verriére N° 955/01(2000)3, S. 23 - 28

Frederickson, J., Howell, G. and Hobson, A. M. (2007): "Effect of pre-composting and vermicomposting on compost characteristics." *European Journal of Soil Biology*, 43, S320-S326.

Fuchs, J. (2005): "Wurmkompostierung im Mekong Delta - Stoffflüsse und Hygienisierung von 'Wurmkomposten unterschiedlicher Ausgangssubstrate," Diploma, Friedrich Wilhelms-Universität Bonn.

Garg, P., Gupta, A. and Satya, S. (2006): "Vermicomposting of different types of waste using Eisenia foetida: A comparative study." *Bioresource Technology*, 97(3), 391-395.

Gebel, J., Kirsch, A., Panglisch, S., Kiepke, S., Dautzenberg, W., Gimbel, R. and Exner, M. (1998): "Biodosimetrische Untersuchungen zum Rückhaltevermögen von verschiedenen Membranfiltrationsanlagen für die Aufbereitung von Oberflächenwasser zu Trinkwasser." 50. Tagung der Deutschen Gesellschaft für

Hygiene und Mikrobiologie (DGHM) und 25. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Infektiologie e.V. (DGI), Berlin.

Gebel, J. and Schoenen, D. "Escherichia coli and spores of Bacillus subtilis as standard biodosimeters in UV-disinfection of potable water." 25.

Giulietti, A. L., Ruiz, O. M., Pedranzani, H. E. and Terenti, O. (2008).: "Effect of four vermicomposts on growth of Digitaria eriantha plants." *Phyton-International Journal of Experimental Botany*, 77, 137-149.

Grabow, W. O., Clay, C. G., Dhaliwal, W., Vrey, M. A. and Muller, E. E. (1999): "Elimination of viruses, phages, bacteria and Cryptosporidium by a new generation Aquaguard point-of-use water treatment unit." *Zentralbl Hyg Umweltmed*, 202(5), 399-410.

Grombach P., Haberer K., Merkl G., Trüeb E.U. (2000): Handbuch der Wasserversorgungstechnik. 3. Auflage, Oldenbourg Verlag

Gujer, W. und Larsen, T.A. (1998): Technologische Anforderungen an eine nachhaltige Siedlungswasserwirtschaft. Schriftenreihe Wasserforschung, Band 3, S. 65-82.

Gutierrez-Miceli, F. A., Santiago-Borraz, J., Molina, J. A. M., Nafate, C. C., Abud-Archila, M., Llaven, M. A. O., Rincon-Rosales, R. and Dendooven, L. (2007): "Vermicompost as a soil supplement to improve growth, yield and fruit quality of tomato (Lycopersicum esculentum)." *Bioresource Technology*, 98(15), 2781-2786.

Hansen J., Bornemann J., Clemens J., Ebert A., Engelhart M., Krystkievicz D., Rechenburg A. und Sagawe G. (2007): KOMPLETT - Ein Verbundvorhaben zur Schließung von Wasser- und Stoffkreisläufen. GWF Wasser Abwasser, 148 (2007) Nr.10

Hayashi, Y., Ohara, N., Ganno, T., Yamaguchi, K., Ishizaki, T., Nakamura, T. and Sato, M. (2007): "Chewing chitosan-containing gum effectively inhibits the growth of cariogenic bacteria." *Arch Oral Biol*, 52(3), 290-4.

Herbst, H. (2008): Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme. Dissertation an der Rheinisch - Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, Fakultät für Bauingenieurwesen

Heubach, D., Angerer, G., Kühne, C. und Schröder, A. (2008): "Innovation durch Nanotechnologie in der Umwelttechnik - Funktionelle Oberflächen und Farbstoffsolarzellen." *Umweltministerium Baden-Würtenberg*, 1-78.

Hiessl H. und Toussaint, D. (1999): Szenarios für Stadtentwässerungs-Systeme. GAIA 8 (1999) no.3, S. 176 - 185

Hill, V. R., Kantardjieff, A., Sobsey, M. D. and Westerman, P. W. (2002): "Reduction of enteric microbes in flushed swine wastewater treated by a biological aerated filter and UV irradiation." *Water Environ Res*, 74(1), 91-9.

Hillenbrand T. (2009). Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme. Institut fü Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Schriftenreihe SWW, Band 134

Hinrichsen D., Robey B., Upadhyay U.D. (1998): Solutions for a water-short world. Baltimore, MD, Johns Hopkins University, School of Public Health (Population Reports, Series M, No 14)

Hofmann P. und Plank H.-P. (1995): Maßnahmen zur Kostendämpfung beim Bau von Abwasserentsorgungsanlagen und zur Reduzierung von Abwassergebühren. Bayerischer Kommunaler Prüfungsverband – Geschäftsbericht 1995

Hu, J. Y., Ong, S. L., Song, L. F., Feng, Y. Y., Liu, W. T., Tan, T. W., Lee, L. Y. and Ng, W. J. (2003): "Removal of MS2 bacteriophage using membrane technologies." *Water Sci Technol*, 47(12), 163-8.

Huber (2008): „Befragung zum ReUse-Konzept – Abwasser ist ein Wertstoff“, Informationsblatt der Hans Huber AG, Stand: Oktober 2008

Huertas, A., Barbeau, B., Desjardins, C., Galarza, A., Figueroa, M. A. and Toranzos, G. A. (2003): "Evaluation of Bacillus subtilis and coliphage MS2 as indicators of advanced water treatment efficiency." *Water Sci Technol*, 47(3), 255-9.

IMS Health AG (2002): Chemical Country Profile Germany 2000 - 2001

JOHANNESSEN, G. S., JAMES, C. E., ALLISON, H. E., SMITH, D. L., SAUNDERS, J. R. and MCCARTHY, A. J. (2005): Survival of a Shiga toxin-encoding bacteriophage in a compost model. *FEMS Microbiol Lett,* 245**,** 369-75.

Kagan, V. E., Bayir, H. and Shvedova, A. A. (2005): "Nanomedicine and nanotoxicology: two sides of the same coin." *Nanomedicine.* , 1(4):313-6.

Kale, R. D., Mallesh, B. C., Bano, K. and Bagyaraj, D. J. (1992): "Influence of Vermicompost Application on the Available Macronutrients and Selected Microbial-Populations in a Paddy Field." *Soil Biology & Biochemistry*, 24(12), 1317-1320.

Kaufmann Alves I., Knerr H., Schmitt T.G. und Steinmetz H. (2008): Auswirkungen der Integration neuartiger Abwasserentsorgungskonzepte in bestehende Infrastruktursysteme, KA - Abwasser, Abfall, Heft Nr. 10, Jahrgang 55, S 1074-1084

Keysers C., Gethke K. und Pinnekamp J. (2008): Grauwassernutzung im Hotel- und Gaststättengewerbe, GWA Tagungsband 215, Gewässerschutz, Wasser , Abwasser "2. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur", Aachen 2008

Khadre, M. A., and Yousef, A. E. (2002): "Susceptibility of human rotavirus to ozone, high pressure, and pulsed electric field." *J Food Prot*, 65(9), 1441-6.

Khan, S. J., Visvanathan, C. and Jegatheesan, V. (2009): "Prediction of membrane fouling in MBR systems using empirically estimated specific cake resistance." *Bioresour Technol*.

Khare, M. D., Bukhari, S. S., Swann, A., Spiers, P., McLaren, I., and Myers, J. (2007). "Reduction of catheter-related colonisation by the use of a silver zeolite-impregnated central vascular catheter in adult critical care." *J Infect*, 54(2), 146-50.

Kirner, T.G., Martins, V.F. (2000): Development of an information visualization tool using virtual reality. In SAC ’00: Proceedings of the 2000 ACM symposium on Applied computing, pages 604–606, New York, NY, USA.

Knerr H., Engelhart M., Hansen J., Steinmetz H. and Wölle J. (2007a): Blackwater of different origin – characterization and biological treatment, in: Proccedings of 6th Conference on wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability, 9-12 October 2007, Antwerp, Belgium

Knerr H., Engelhart M., Hansen J., Krystkiewicz D., Sagawe G. and Steinmetz H. (2007b): Development, combination and implementation of innovative components of process

engineering, information technology and sanitary equipment to a sustainable key technology for closed loop, Project KOMPLETT". Proceedings of Meda Water International Conference of Sustainable Water Management, 21-23 March 2007, Tunis, Tunisia

Knerr H., Engelhart M., Hansen J. and Steinmetz H. (2007c): The project KOMPLETT - A new approach for closed loop urban water cycles, Proceedings of 2nd International Conference SmallWat07 on Wastewater Treatment in Small Communities, 11-15 November 2007, Seville, Spain.

Knerr H. and Welker A. (2008): Blackwater treatment by a membrane bioreactor (MBR), Proccedings of International Symposium on Sanitary and Environmental Engineering, SIDISA.08, 24-27 June, Florence, Italy

Knerr H., Engelhart M., Hansen J. and Sagawe G. (2008a): Separated grey- and blackwater treatment by the KOMPLETT water recycling system - a possibility to close domestic water cycle, Proccedings of International Conference on New Sanitation Concepts and Models of Governance, The Sanitation Challenge, 19-21 May, Wageningen, Netherlands

Knerr H., Einsfeld K., Hansen J. und Schmitt T.G. (2008b): KOMPLETT- ein innovatives System zur Schließung von Wasser- und Stoffkreisläufen, GWA Tagungsband 215, Gewässerschutz, Wasser , Abwasser "2. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur", Aachen 2008

Knerr H., Einsfeld K., Engelhart M., Heck A., Legrix J.-C., Rechenburg A. und Wölle J. (2009a): Modulare Gesamtlösung für dezentrales Wasserrecycling - Ergebnisse des BMBF-Verbundprojektes KOMPLETT. GWF Wasser Abwasser, 150 (2009) Nr.1, S. 64-71.

Knerr H., Engelhart M., Keuter V., Rechenburg A. und Schmitt, T.G. (2009b): Potenziale des Grauwasserrecyclings am Beispiel des BMBF-Verbundprojektes KOMPLETT. Schriftenreihe fbr Band 12, Grauwasserrecycling - Wasser zweimal nutzen.

Knerr H., Clemens A., Engelhart M., Heck A. und Rechenburg A. (2009c): Separate Behandlung von Grau- und Schwarzwasser für bedarfsorientiertes Recycling in einem geschlossenen System, in: Tagungsband Bremer Colloquium 2009 - Produktintegrierete Wasser-/Abwassertechnik, 28.-29. September 2009, Bremen, Germany (in Druck)

Knerr H. und Engelhart M. (2009): Schwarz- und Grauwasseraufbereitung mittels des Membran Belebungsverfahrens: Ein Vergleich zweier Membran-Bio-Reaktoren zur Behandlung der beiden Teilströme, Tagungsband 8. Aachener Tagung Wasser und Membran, 27.-28. Oktober 2009, Aachen, Germany (in Druck)

Krug, F. "Projekt NanoCare." Forschungszentrum Karlsruhe GmbH.

Kwakye-Awuah, B., Williams, C., Kenward, M. A. and Radecka, I. (2008): "Antimicrobial action and efficiency of silver-loaded zeolite X." *J Appl Microbiol*, 104(5), 1516-24.

Langhoff, M. (2001): "www.superwurm.de."

Lange, J. und Otterpohl, R. (1997): Abwasser – Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft. MALLBETON-Verlag, Donauschwingen-Pfohren.

LANGLET, J., GABORIAUD, F., DUVAL, J. F. and GANTZER, C. (2008): Aggregation and surface properties of F-specific RNA phages: implication for membrane filtration processes. *Water Res,* 42**,** 2769-77.

Lanone, S. and Boczkowski, J. (2006): "Biomedical applications and potential health risks of nanomaterials: molecular mechanisms." *Curr Mol Med*, 6(6), 651-63.

LANUV (2007): Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

Larsen T.A. und Lienert J. (2007): Novaquatis Abschlussbericht. NoMix - Neue Wege in der Siedlungswasserwirtschaft, Schweiz, 2007

Lazarova V. and Savoys P. (2004): "Technical and sanitary aspects of wastewater disinfection by UV irradiation for landscape irrigation." *Water Sci Technol*, 50(2), 203-9.

Leuker G. (1996): "Überprüfung der Desinfektonsleistung von UV-Anlagen durch ein standardisiertes Biodosimeter."

Li Z. (2004): Grauwasserbehandlung und -wiederverwendung, Untersuchungen zur höherwertigen Wiederverwendung von Grauwasser in Verbindung mit teilstromorientierten ökologischen Sanitärkonzepten, Dissertation an der TUHH, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 47

Li F. (2009): Treatment of Household Grey Water for Non-potable Reuses, Dissertation an der TU Hamburg-Harburg, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 69, 2009

Lindner B., Tettenborn F., Lohmann T., Braun U., Behrendt J. and Otterpohl R. (2004): The black water cycle - pre tests and the semi-technical plant, in Proceedings of World water Congress and Exhibition, 19--24 September 2004, Marrakesh, Morocco

Lindner B. (2008). The Black Water Loop: Water Efficiency and Nutrient Recovery Combined. Dissertation an der Technischen Universität Hamburg-Harburg, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 62, 2009

Londong J., Hillenbrand T., Otterpohl R., Peters I. und Tillman D. (2004): Vom Sinn des Wassersparens, KA Abwasser, Abfall 2004 (51) Nr. 12

Londong J. und Hartmann M. (2006): Belastung der häuslichen Abwasserteilströme, GWA Tagungsband 202, Gewässerschutz, Wasser , Abwasser

Massholder K. F. (2009): "Photakat - Ein BMBF Verbunsprojekt."

Matkovic K., Helwig C., Reinhard H., Eduard S. (2000): Process visualization with levels of detail.

Matsuura T., Abe Y., Sato Y., Okamoto K., Ueshige M. and Akagawa Y. (1997): "Prolonged antimicrobial effect of tissue conditioners containing silver-zeolite." *J Dent*, 25(5), 373-7.

Meakins J. L. (2009): "Silver and new technology: dressings and devices." *Surg Infect (Larchmt)*, 10(3), 293-6.

Mersmann P. (2003): Transport- und Sorptionsverhalten der Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Ibuprofen und Propyphenazon in der

wassergesättigten und -ungesättigten Zone. Dissertation, Technische Universität Berlin, 141 S.

MIGNOTTE-CADIERGUES, B., GANTZER, C. & SCHWARTZBROD, L. (2002) Evaluation of bacteriophages during the treatment of sludge. *Water Sci Technol,* 46**,** 189-94.

Mofidi A. A., Meyer E. A., Wallis P. M., Chou C. I., Meyer B. P., Ramalingam, S. and Coffey, B. M. (2002): "The effect of UV light on the inactivation of Giardia lamblia and Giardia muris cysts as determined by animal infectivity assay (P-2951-01)." *Water Res*, 36(8), 2098-108.

Monteiro D. R., Gorup L. F., Takamiya A. S., Ruvollo-Filho A. C., de Camargo E. R. and Barbosa, D. B. (2009): "The growing importance of materials that prevent microbial adhesion: antimicrobial effect of medical devices containing silver." *Int J Antimicrob Agents*, 34(2), 103-10.

Morita, S., Namikoshi, A., Hirata, T., Oguma, K., Katayama, H., Ohgaki, S., Motoyama, N. and Fujiwara, M. (2002): "Efficacy of UV irradiation in inactivating Cryptosporidium parvum oocysts." *Appl Environ Microbiol*, 68(11), 5387-93.

Moritz, M., Otte, A., Kistemann, T., Speuser, W., Brensing, K. A., Büttgen, S., Kirsch-Altena, A. and Gebel, J. (2007): "Intermittierende Ozonierung zur Optimierung der Wasserqualität und Reduzierung von Biofilm-Bildung in der Wasserversorgung von Dialysezentren." *Hyg Med*, 32(6), 234-240.

Mudrack K. und Kunst S. (2003): Biologie der Abwasserreinigung, 5. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Berlin 2003

Neuhauser, E. F., Kaplan, D. L., Malecki, M. R. and Hartenstein, R. (1980): "Materials supporting weight gain by the earthworm *Eisenia foetida* in waste conversion systems." *Agricultural Wastes*, 2, 43 - 60.

Nicholson, F. A., Chambers, B. J., Moore, A., Nicholson, R. J. and Hickman, G. (2004): "Assessing and managing the risks of pathogen transfer from livestock manures into the food chain." *Water and Environment Journal*, 18(3), 155-160.

Niederste-Hollenberg (2003): Nährstoffrückgewinnung aus kommunalem Abwasser durch Teilstromerfassung und -behandlung in urbanen Gebieten, Dissertation an der TU Hamburg-Harburg, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 44, 2003

Niisawa, C., Oka, S., Kodama, H., Hirai, M., Kumagai, Y., Mori, K., Matsumoto, J. and Miyamoto, H. (2008): "Microbial analysis of a composted product of marine animal resources and isolation of bacteria antagonistic to a plant pathogen from the compost." *J Gen Appl Microbiol*, 54(3), 149-58.

NN-124. (1997): "UV-Desinfektionsanlagen für die Trinkwasserversorgung - Anforderungen und Prüfung, Technische Regel Arbeitsblatt W 294." *DVGW-Regelwerk*.

Novak O. (1996): Nitrifikation im Belebungsbecken bei maßgebendem Industrieeinfluss, Dissertation an der Technischen Universität Wien, Wiener Mitteilungen, Wasser, Abwasser, Gewässer, Band 135, Wien 1996

Oldenburg M., Albold A., Wendland C. und Otterpohl R. (2008): Erfahrungen aus dem Betrieb eines neuen Sanitärsystems über einen Zeitraum von 8 Jahren, KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 2008 (55), Nr. 10

Olson, M. E., Harmon, B. G. and Kollef, M. H. (2002): "Silver-coated endotracheal tubes associated with reduced bacterial burden in the lungs of mechanically ventilated dogs." *Chest*, 121(3), 863-70.

Otterpohl, R. und Oldenburg, M. (1998): Schließung von Wasser- und Stoffkreisläufen in urbanen Siedlungsstrukturen. Schriftenreihe Wasserforschung, Band 3, S. 85-100.

Otterpohl R., Albold A. und Oldenburg M. (1999): Source control in urban sanitation and waste management: Ten systems with reuse of Resources, Water Science & Technology, 39 (5), 153-160

Otterpohl R. (2002). "Options for alternative types of sewerage and treatment systems directed to improvement of the overall performance." *Water Sci Technol*, 45(3), 149-58.

Otterpohl R. und Oldenburg M. (2002): Innovative Technologien zur dezentralen Abwasserbehandlung in urbanen Gebieten. KA Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 49/10, S. 1364-1371.

Otterpohl R., Braun U., and Oldenburg M. (2003): "Innovative technologies for decentralised water-, wastewater and biowaste management in urban and peri-urban areas." Water Sci Technol, 48(11-12), 23-32.

Panacek, A., Kvitek, L., Prucek, R., Kolar, M., Vecerova, R., Pizurova, N., Sharma, V. K., Nevecna, T. and Zboril, R. (2006): "Silver colloid nanoparticles: synthesis, characterization, and their antibacterial activity." *J Phys Chem B*, 110(33), 16248-53.

Paris S., Schlapp C. and Netter T. (2007): “A contribution to Sustainable Growth by Research and Development”, in: Tagungsband des internationalen Symposiums Water Supply and Sanitation for All, 27.-28. September 2007, Berching, Deutschland

Perez M. und Hartmann A. (2008): Abwasser-Recycling – Internationales Symposium in Braunschweig. KA – Abwasser, Abfall (55), Nr. 8, 839-841

Peter-Fröhlich A., Pawlowski L., Bonhomme A. und Oldenburg M. (2008): Erfahrungen mit Sanitärkonzepten aus einem EU-Demonstrationsvorhaben für die Separation von Grauwasser, Urin und Fäkalien, GWA Tagungsband 215, Gewässerschutz, Wasser , Abwasser "2. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur", Aachen 2008

Ping Chu, H. and Li, X. Y. (2005): "Membrane fouling in a membrane bioreactor (MBR): sludge cake formation and fouling characteristics." *Biotechnol Bioeng*, 90(3), 323-31.

Pistohl, W. (2007): Handbuch der Gebäudetechnik 1: Allgemeines / Sanitär / Elektro / Gas, Planungsgrundlagen und Beispiele, 6. Auflage, Werner Verlag, 752 S.

Rakelmann U. (2002): Alternative Sanitärkonzepte in Ballungsräumen. Tagungsband IFAT 2002

Ramritu, P., Halton, K., Collignon, P., Cook, D., Fraenkel, D., Battistutta, D., Whitby, M. and Graves, N. (2008): "A systematic review comparing the relative effectiveness of antimicrobial-coated catheters in intensive care units." *Am J Infect Control*, 36(2), 104-17.

Rasch H. (1977): Feldspat als Flußmittel im keramischen Scherben. Ber. der DKG – Grundlagenwissen, Teil I, II und III

Rechenburg A. (2005). "Hygieneuntersuchungen von Fäkalkomposten." Nährstofftrennung und -verwertung in der Abwassertechnik am Beispiel der "Lambertsmühle", Bonner Agrikuturchemische Reihe, Bonn, 133-142.

Regelsberger M., Baban A., Bouselmi L., Shafy H.A. and El Hamouri B. (2007): Zer0-M, sustainable concepts towards a zero outflow municipality, Desallination 215(2007), 64-72

Reller, A., Braungart, M., Soth, J. und Uexküll v. O. (2000): "Silicone – eine vollsynthetische Materialklasse macht Geschichte(n)." *GAIA 9*, no.1, 13-24.

Renaud, F. N. R., Dore´, J. and Freney, H.J. (2006): "Evaluation of Antibacterial Properties of a Textile Product with Antimicrobial Finish in a Hospital Environment." *Journal of Industrial Textiles,* , Vol. 36(No. 1), 89-94.

Roe, D., Karandikar, B., Bonn-Savage, N., Gibbins, B. and Roullet, J. B. (2008): "Antimicrobial surface functionalization of plastic catheters by silver nanoparticles." *J Antimicrob Chemother*, 61(4), 869-76.

Roeleveld P.J. und Kruit J. (1998): Richtlinien für die Charakterisierung von Abwasser in den Niederlanden, KA Abwasser, Abfall 1998 (45) Nr. 3

ROU. (2007). *Literature Review of Worms in Waste Management*, The University of New South Wales, Sydney.

Rudolph K.-U. und Schäfer D. (2001): Untersuchung zum internationalen Stand und der Entwicklung Alternativer Wassersysteme. BMBF-Forschungsvorhaben Nr. 02 WA0074 Bonn, Karlsruhe, Witten

Rweq A. D., Krampe J., Steinmetz H. (2008): Dezentrale Abwasserreinigung in Ferienanlagen mit dem Ziel der Wasserwiederverwertung. GWF – Wasser, Abwasser (149), Nr. 13, 12-17

Rzezutka A. and Cook N. (2004): "Survival of human enteric viruses in the environment and food." *FEMS Microbiol Rev*, 28(4), 441-53.

Scheffer and Schachtschabel. (2002). *Lehrbuch der Bodenkunde*, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg; Berlin.

Scheumann R. and Kraume M. (2007): Influence of different HRT for the operation of a Submerged Membrane Sequencing Batch Reactor (SM-SBR) for the treatment of greywater. MEDA WATER International Conference, Sustainable Water Management Tunis, 21.-24 März 2007

Schmitt T.G., Hamacher H.W., Kaufmann I., Kalsch M. und Meyer T. (2007): OptionS - Optimierung von Strategien zur langfristigen Umsetzung einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft. Abschlussbericht des gleichnamigen Forschungsprojektes gefördert von der Stiftung Rheinland-Pfalz für Innovation

Schneider R. E. (2006): Wasser: zum Trinken, Waschen, Heizen, Düngen – Deutschland: Trinkwasser-Sparprojekt DEUS 21 führt zu autarker Wasserversorgung in Neubausiedlungen, HK Gebäudetechnik (4), Nr. 2, 86-88

Schoenen, D., Zemke, V., Hengesbach, B. and Karanis, P. (1990): "Untersuchungen zur hygienischen Sicherheit der Trinkwasserdesinfektion mit UV-Strahlen." *DVGW-Schriftenreihe*, Wasser Nr. 108, 61-79.

Schönlau H., Rakelmann U., Li Z., Giese T., Werner T., Augustin K. und Günner C. (2008): Pilotprojekt für ein ganzheitliches Entwässerungskonzept in Städten, KA - Abwasser, Abfall (55) Nr. 10, 1095-1099

Schönherr F., Wecker A., Günthert W. und Weber N. (2007): Verbesserung der Nitrifikation durch Stützung der Säurekapazität, GWF, Wasser G- Abwasser 2007 (148) Nr. 9

Schüller H. und Koch H. (1970): Einfluss der Teilchengröße bei Tonerdeporzellan, cfi-Ber. Der DKG, 47(1970)8, S. 478 – 484

SEPTEMBER, S. M., ELS, F. A., VENTER, S. N. and BRÖZEL, V. S. (2007): Prevalence of bacterial pathogens in biofilms of drinking water distribution systems. *Journal of water and health,* 5**,** 219-227.

SHIN, G. A. and SOBSEY, M. D. (2003): Reduction of Norwalk virus, poliovirus 1, and bacteriophage MS2 by ozone disinfection of water. *Appl Environ Microbiol,* 69**,** 3975-8.

Sigma-Aldrich (2008): Datenblätter für Fluoxetine hydrochloride, Carbamazepine powder und Ibuprofen, Sigma-Aldrich, Januar bzw. Mai 2008 und November 2007

Siegrist H., Joss A., Alder A., McArdell-Bürgisser C., Göbel A., Keller E., EAWAG, Ternes T. (2003): Mikroverunreinigungen – Abwasserentsorgung vor neuen Anforderungen?, EAWAG News 57d, Siedlungsentwässerung im Wandel, September 2003

Siwawi (2007): Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum (2007): Arzneimittel und Industriechemikalien ein Abwasserproblem. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, siwawi, 161S.

SKRABER, S., GASSILLOUD, B. ans GANTZER, C. (2004): Comparison of Coliforms and Coliphages as Tools for Assessment of Viral Contamination in River Water. *Applied and Environmental Microbiology,* 70**,** 3644-3649.

Smith, S. R. (2008): "A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge." *Environ Int*.

SOBSEY, M. D. and GLASS, J. S. (1984) Influence of Water Quality on Enteric Virus Concentration by Microporous Filter Methods. *Applied and Environmental Microbiology,* 47**,** 956-960.

Sommer, R., and Cabaj, A. (1995). "Biodosimetrische Untersuchungen von UV-Anlagen zur Trinkwasserdesinfektion." *gww*, 49(4), 124-127.

Sommer, R., Pribil, W., Pfleger, S., Haider, T., Werderitsch, M. and Gehringer, P. (2004): "Microbicidal efficacy of an advanced oxidation process using ozone/hydrogen peroxide in water treatment." *Water Sci Technol*, 50(1), 159-64.

SOP112 (2005): Anreicherung B.subtilis-Sporen modifiziert nach Schaeffer. Standardarbeitsanweisung des Instituts für Hygiene und öffentliche Gesundheit Bonn.

SOP113 (2005): Anreicherung und Nachweis von MS2-Phagen. Standardarbeitsanweisung des Institutes für Hygiene und öffentliche Gesundheit Bonn.

SOP120 (2005): "Qualitative Testung von Oberflächen mit antibakteriellem Effekt. Standardarbeitsanweisung des Institutes für Hygiene und öffentliche Gesundheit Bonn.".

SOP126 (2008): "Qualitative Testung von Oberflächen mit antibakteriellem Effekt - modifizierte japanische Methode. Standardarbeitsanweisung des Instituts für Hygiene und öffentliche Gesundheit Bonn.".

SRU (2007): Sachverständigenrat für Umweltfragen – Arzneimittel in der Umwelt, Stellungnahme, Nr. 12, April 2007

Starkl M. Fuerhacker M., Lenz K. Ornetzeder M., Pollak M., Holubar P. und Haberl R. (2005): Nachhaltige Strategien der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum – SUS-SAN FORSCHUNGSPROJEKT Endbericht, August 2005, Hrsg. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich, 2005

Sunburst. "www.sunburst-biotech.com."

Suthar, S. and Singh, S. (2008): "Bioconcentrations of metals (Fe, Cu, Zn, Pb) in earthworms (Eisenia fetida), inoculated in municipal sewage sludge: Do earthworms pose a possible risk of terrestrial food chain contamination?" *Environ Toxicol*.

SWANA. (2002): "Feasibility of a Vermicomposting Operation For Food at the Clearfield Country Prison." Clearfield Country Prison.

Tacke, C: "www.regenwurm.de."

Tanner, B. D., Kuwahara, S., Gerba, C. P. and Reynolds, K. A. (2004): "Evaluation of electrochemically generated ozone for the disinfection of water and wastewater." *Water Sci Technol*, 50(1), 19-25.

Tarre S. and Gieseke A. (2005): Nitrification at low pH-The challenge of a mystery, in: Proceedings of Jerusalem Water is life Conference, Jerusalem 2005

Teichgräber B (1988): Zur Nitrifikation von Abwässern mit geringer Säurekpazität, Dissertation an der Technischen Unversität Braunschweig, Veröffentlichung des Institus für Siedlungswasserwirtschaft, Heft 45, Braunschweig 1988

Teichgräber B. (1991): Zur Nitrifikation von Abwässern mit geringer Säurekapazität, KA Abwasser, Abfall 1991 (38) Nr. 2

TRAUTMANN, M., MICHALSKY, T., WIEDECK, H., RADOSAVLJEVIC, V. and RUHNKE, M. (2001): Tap water colonization with Pseudomonas aeruginosa in a surgical intensive care unit (ICU) and relation to Pseudomonas infections of ICU patients. *Infect Control Hosp Epidemiol,* 22**,** 49-52.

TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001), Deutsche Vereinigung des Gas und Wasserfaches e.V.

Türk J., Becker B. und Kabasci S. (2004): Entwicklung eines Verfahrens zur oxidativen Behandlung von Krankenhausabwasser-Teilströmen – insbesondere zur Eliminierung von Zytostatika im Abwasser. IUTA/ Fraunhofer UMSICHT, AiF – Abschlussbericht 2004, Nr.13147N

UBA (2002): Empfehlung der Trinkwasserkommission zur Risikoeinschätzung, zum Vorkommen und zu Maßnahmen beim Nachweis von Pseudomonas aeruginosa in Trinkwassersystemen. Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission des Umweltbundesamtes. *Bundesgesundheitsblatt,* 45**,** 187-188.

Udert K.M., Fux C., Münster M., Larsen T.A., Siegrist H. and Gujer W. (2003): Nitrification and autotrophic denitrification of source separated urine, Water Science & Technology, 48 (1), 119-130

Uhl W. (2001): "Wiederverkeimung von Trinkwasser, Teil 2." Fachtechnik, Wasseraufbereitung.

VermiCo. "www.vermico.com."

VermiGrand. "www.regenwurmfarm.at."

Watanabe, T., Sano, D. and Omura, T. (2002): "Risk evaluation for pathogenic bacteria and viruses in sewage sludge compost." *Water Sci Technol*, 46(11-12), 325-30.

Wendland C. (2008): Anaerobic Digestion of Blackwater and Kitchen Refuse, Dissertation an der TU Hamburg-Harburg, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 66, 2008

Wendler D. (2005): Erfassung und Behandlung ausgewählter Stoffströme in der Siedlungswasserwirtschaft, Dissertation an Universität Hannover, Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik an der Universität Hannover, Heft 131, Hannover 2005

WHO (2006a): World Health Organization, Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, Vol. 2, Wastewater in agriculture, Geneva - Switzerland, 2006

WHO (2006b): World Health Organization, Guidelines for drinking-water quality, first addendum, Vol. 1, Recommendations - 3rd Edition, Geneva - Switzerland, 2006

Wilderer P. und Paris S. (2001): Integrierte Ver- und Entsorgungssysteme für urbane Gebiete. Abschlussbericht 02WA0067 im Auftrag des BMBF, 2001

Wingender J. (2009): Mikrobiologisch-hygienische Aspekte des Vorkommens von Pseudomonas aeruginosa im Trinkwasser. *Energie Wasser Praxis,* 3/2009**,** 60-66.

Xu, P., Janex, M. L., Savoye, P., Cockx, A., and Lazarova, V. (2002). "Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design." *Water Res*, 36(4), 1043-55.

Yao, Y., Ohko, Y., Sekiguchi, Y., Fujishima, A. and Kubota, Y. (2008): "Self-sterilization using silicone catheters coated with Ag and TiO2 nanocomposite thin film." *J Biomed Mater Res B Appl Biomater*, 85(2), 453-60.

Zarzer B. (2004): Das Antidepressivum Prozac wird in Großbritannien derart häufig verschrieben, dass es inzwischen bereits das Trinkwasser belastet, URL: http://www.heise.de/tp/r4/artikel/18/18080/1.html (10.08.2004

ZICHICHI, L., ASTA, G. and NOTO, G. (2000) Pseudomonas aeruginosa folliculitis after shower/bath exposure. *Int J Dermatol,* 39**,** 270-273

Anhang

Anhang 1: Zusammenstellung ausgewählter Parallelprojekte

Projektname Projektbeginn	Einsatzort	Verfahrensprinzip	Eingesetzte Verfahrensstufen	Aussagen zu Kosten [€/m^3]	Erzielte Reinigungsleistung
Wohnsiedlung Flintenbreite 1999	Lübeck, Deutschland	Einsatz von Vakuumtoiletten; Transport von Fäkalien und Urin zusammen mit Bioabfällen zu Biogasanlage; Grauwasserbehandlung in Pflanzenkläranlagen	*Schwarzwasser:* mit Bioabfällen erhitzt (Hygienisierung) Biogasanlage, Flüssigdünger für Landwirtschaft *Grauwasser*: über Grobrechen und Fett-abscheider zu vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen (Beschickung diskontinuierlich)	keine	Keine Angaben
Lambertsmühle 2000	Burscheid, Deutschland	Einsatz von Separationstoiletten; Trennung in Gelb-, Braun- und Grauwasser; Urin als Dünger; Rotte des Braunwassers; Filtrat- und Grauwasserbehandlung in bewachsenem Bodenfilter	*Gelbwasser* wird gespeichert und zur landwirtschaftlichen Düngung weiterverwendet *Braunwasser* über Rottesäcke aus porösen Polyehtylenfasern Feststoffe werden kompostiert *Grauwasser* und *Filtratwasser* werden durch vertikal durchströmte Pflanzenkläranlagen geleitet und zur Gartenbewässerung genutzt	keine	Ablaufkonzentrationen Bodenfilter: CSB 45 mg/l BSB 9,6 mg/l N-Reduktion 72% P_{ges} 3,8 mg/l

Projektname Projektbeginn	Einsatzort	Verfahrensprinzip	Eingesetzte Verfahrensstufen	Aussagen zu Kosten [€/m³]	Erzielte Reinigungsleistung
DeSa/R-Projekte Fa. Huber	Berching, Deutschland	Trennung Grau-, Braun- und Gelbwasser Aufbereitung des Grauwassers über Membranbiologie, Nutzung als Toilettenspülwasser Trennung des Braunwassers in feste und flüssige Komponenten; Aufbereitung der Flüssigphase über biologische Reinigung; Kompostierung der festen Bestandteile Gelbwasserbehandlung durch Fällung	*Gelbwasser*: wird gespeichert und zur Hygienisierung 6 Monate luftdicht gelagert; zur Volumenverringerung kann ein Fällung eingesetzt werden (Phosphat und Ammonium), adsorptive und thermische Verfahren im Test *Braunwasser:* Fäkalien werden durch ein Bogensieb (Spaltweite 0,2 mm) aufkonzentriert, mit den Bioabfällen mechanisch zerkleinert und einer Feststoff-behandlung zugeführt, das Filtratwasser wird in einer Membranbelebung weiterbehandelt (Vakuum UpstreamMembrane-Verfahren bis 1m³) *Grauwasser:* wird über einen Speicher in ein Festbettverfahren mit simultaner Mineralisie-rung geleitet; denkbare Alternative ist hier ein VakuumRotationMembrane-Verfahren (VRM) das die Wiederverwertung des Wassers für Spül- und Reinigungszwecke ermöglicht	keine	Gelbwasser: MgO als Fällmittel, unter Voraussetzung einer angemessenen Rührgeschwindigkeit ist eine Phosphorelimination von 95% möglich und eine Abtrennung der festen Bestandteile von 96% Braunwasser: COD bis zu 95%, vollständige Nitrifikation , PO_4-P und Nges nur geringe Abnahme Grauwasser: COD ca. 93%, fast vollständige Nitrifikation, PO_4-P fast unverändert, Nges nur geringe Abnahme (aus DeSa/R Symposium Berching/Opf. 14. July 2004, S. 112)
NOVAQUATIS 2000	Schweiz	Urinseparierung über NoMix-Toilette; Speicherung und Transport zu zentraler Behandlungs-/Aufbereitungs-anlage; Verwendung Urin als Dünger Braunwasserbehandlung in	*Gelbwasser:* wird über NoMix Toiletten abgetrennt und zunächst gespeichert. Gezielte Ableitung in das Kanalnetz zur Vergleichmäßigung der Stickstoffbelastung auf der Kläranlage. Weitere mögliche Behandlungsverfahren : Biologisch: Bakterien bauen organische Verbindungen ab und nitrifizieren. Endprodukt sind Ammoniumnitrat und –nitrit.	keine	Chemisches Verfahren: P Elimination bis zu 98% Physikalische Verfahren: durch die Vakuumeindampfung kann eine Volumenverringerung von 90% erreicht werden

Projektname Projektbeginn	Einsatzort	Verfahrensprinzip	Eingesetzte Verfahrensstufen	Aussagen zu Kosten [€/m³]	Erzielte Reinigungsleistung
		zentraler Behandlungsanlagen	Chemisch: Fällung mit Magnesium, Endprodukt ist Struvit ein Mehrkomponentendünger Physikalisch: durch Nanofiltration kann bei entsprechender Vorbehandlung eine Harnstofflösung produziert werden, Vakuumeindampfung zur Aufkonzentrierung der Nährstoffe. Nachfolgeprojekt besteht aus einer Elektrodialyse, die Nährstoffe (P,N,K) vom Rest abtrennt und die Nährstofflösung konzentriert. Durch nachschalten einer Ozonierung werden Pharmazeutika, Hormone entfernt und der Dünger wird hygienisiert		Nachfolgeprojekt: Produktion einer Nährstofflösung mit 12 g N/l, 0,65 g P/l und 5,7 g K/l
SolarCity Linz-Pichling 2001	Linz, Österreich	Einsatz von Separationstoiletten; landwirtschaftliche Verwertung der Nährstoffe Bodenfilter zur Grauwasserbehandlung		keine	Bodenfilter erst seit Ende 2006 in Betrieb
SCST Berlin-Stahnsdorf 2002	Berlin, Deutschland	Einsatz von Separationstoiletten; Urin und Fäkalien als Dünger; Behandlung der Fäkalien inkl. Bioabfälle durch Kompostierung und Faulung; Filtratreinigung in Bodenfilter; Reinigung des Grauwassers je nach	Schwerkrafttrenntoiletten *Braunwasser:* Fäkalien werden in PE-Filtersäcken (Grobfilter)entwässert und 1. mit Hilfe von Würmern (Eisenia fetida) bei 20° über 4-6 Monate kompostiert 2. anschließend zusammen mit den Bioabfällen in einer zweistufigen thermophilen Anlage behandelt, (Schlamm kann als Dünger verwendet werden)	keine	Reinigungsleistung Bodenfilter

<table>
<tr><th>Projektname
Projektbeginn</th><th>Einsatzort</th><th>Verfahrensprinzip</th><th>Eingesetzte Verfahrensstufen</th><th>Aussagen zu Kosten [€/m^3]</th><th>Erzielte Reinigungsleistung</th></tr>
<tr><td></td><td></td><td>Verwendungszweck (z.B. Pflanzenkläranlage, Membranbiologie) vorgesehen</td><td>Filtratwasser fließt über Bodenfilter (Keimreduktion) dem Grauwasser zu
Grauwasser: mechanische Vorreinigung in Zweikammergrube, weitere Reinigung im vertikal durchflossenen, bewachsenen Bodenfilter zusammen mit Filtrat,
parallel – Versuch der biologischen Grauwasserreinigung in einem Membranbioreaktor. Wiederverwendung wird untersucht
Gelbwasser: wird gespeichert und zur Düngung verwendet, verschiedene Verfahren im Versuchsstatus (Vakuumverdampfung, Dampfstripung, Fällung, Ozonierung, UV-Bestrahlung, Verfahrenskombinationen)</td><td></td><td><table>
<tr><th>Parameter</th><th>Einheit</th><th>Zufluss</th><th>Abfluss</th></tr>
<tr><td>Volumenstrom (geplant)</td><td>L/d</td><td>4580</td><td></td></tr>
<tr><td>Volumenstrom (aktuell)</td><td>L/d</td><td>4542</td><td>4667</td></tr>
<tr><td>Abfiltrierbare Stoffe</td><td>mg/L</td><td>92</td><td>1,5</td></tr>
<tr><td>CSB</td><td>mg/L</td><td>454</td><td>21</td></tr>
<tr><td>NH_4-N</td><td>mg/L</td><td>26</td><td>0,3</td></tr>
<tr><td>NO_2-N</td><td>mg/L</td><td>0,2</td><td>0,1</td></tr>
<tr><td>NO_3-N</td><td>mg/L</td><td>2</td><td>14</td></tr>
<tr><td>P-Total</td><td>mg/L</td><td>6,5</td><td>1,2</td></tr>
<tr><td>Coliforme</td><td>CPU/100 mL</td><td>10^6</td><td><30</td></tr>
</table>
Rückhalt des Grobfilters:
AFS 79%
NH_4-N 20%
P 50%

MBR Grauwasser:
CSB-Abbau 87% (34 mg/l)
TP-Abbau 50% (3,0 mg/l)
TN-Abbau 60% (6,7mg/l)</td></tr>
<tr><td>MODULAARE
2003</td><td>Deutschland / Türkei</td><td>Reinigung von Hotelabwässern mit Membranbelebungsanlage; Verregnung des Permeates auf Grünflächen
Vergärungsanlage zur Verwer-tung der organischen Abfälle aus</td><td>Abwasser: Vorklärung, Membranbiologie, Verwendung des Brauchwassers zur Gartenbewässerung oder evtl. Reinigungswasser

Überschussschlamm und organische Abfälle: Zerkleinert, Hygienisiert, im Methanreaktor anaerob behandelt</td><td>keine</td><td>Keine veröffentlichten Ergebnisse gefunden</td></tr>
</table>

Projektname Projektbeginn	Einsatzort	Verfahrensprinzip	Eingesetzte Verfahrensstufen	Aussagen zu Kosten [€/m³]	Erzielte Reinigungsleistung
		Küche und Grünanlagen sowie des anfallenden Überschuss-schlamms			
Black Water Cycle 2004	Hamburg-Harburg, Deutschlan	Getrennte Ableitung von Toilettenabwasser und Urin aus einem wasserlosen Urinal Behandlung zur Aufbereitung als Toilettenspülwasser	Schwarzwasser- bzw- Urinbehandlung mittels Fest-Flüssigtrennung (Rüttelsieb), Vorklagebehälter, Membran-Bio-Reaktor, Teilstrom MAP-Fällung und UVC-Bestrahlung Wiederverwendung des aufbereiteten SWs als Toilettenspülwasser Reststoffe der Feststoffabtrennung in Vermikomostierung alternativ in anaerob Reaktor	keine	
Zer0-M 2003	Türkei Ägypten Marokko Tunesien	Trennung in Grauwasser/Schwarzwasser, Aufbereitung durch biologische, physikalische Verfahren, Nutzung zur Toilettenspülung oder Bewässerung	***Türkei:*** *Grauwasser:* 1. Reinigung durch Membranverfahren (MBR) 2. Reinigung durch zwei hintereinander-geschaltete Pflanzenkläranlagen (unterschiedlich durchströmt) und anschlie-ßende UV Desinfektion 3. Reinigung durch SBR-Verfahren, UV-Desinfektion 4. Reinigung durch Rotationsmembran-verfahren, anschließende UV Desinfektion Nutzung zur Toilettenspülung und Bewässerung *Schwarzwasser:* 1. Reinigung durch Membranverfahren 2. anaerobe Behandlung durch Faulung,		*Grauwasser:* Ablaufkonzentrationen MBR BSB < 5 mg/l CSB < 11 mg/l N < 0,7 mg/l TSS < 2 mg/l *Schwarzwasser:* Ablaufkonzentrationen MBR CSB zwischen 30 und 65 mg/l TSS < 10 mg/l NH_4-N zwischen 5 und 30 mg/l NO_x-N zwischen 5 und 22 mg/l

Projektname Projektbeginn	Einsatzort	Verfahrensprinzip	Eingesetzte Verfahrensstufen	Aussagen zu Kosten [€/m³]	Erzielte Reinigungsleistung
			anschließende Schlammtrocknung, Filtratwasser wird über 4 Pflanzenkläranlagen geleitet (unterschiedlich durchströmt), anschließend UV-Desinfektion Nutzung des Wassers zur Bewässerung ***Ägypten:*** *Grauwasser:* Ölabscheider, dann 1. Pflanzenkläranlage oder 2. SBR-Verfahren *Schwarzwasser:* 3-Kammer Faultank, abgesetzter Schlamm wird getrocknet, Wasser wird 1. über 2 Pflanzenkläranlagen geleitet oder 2. durch ein Membranverfahren gereinigt oder 3. über eine Pflanzenkläranlage geleitet Zurückgewonnenes Wasser wird zur Toiletten-spülung oder Bewässerung verwendet. ***Tunesien:*** *Grauwasser* durchfließt entweder ein SBR-Verfahren oder wird durch ein Membranverfahren gereinigt und anschließend für die Toilettenspülung verwendet. *Schwarzwasser* wird zur anaeroben		

Projektname Projektbeginn	Einsatzort	Verfahrensprinzip	Eingesetzte Verfahrensstufen	Aussagen zu Kosten [€/m^3]	Erzielte Reinigungsleistung
			Behandlung in einen 3-Kammer-Behälter geleitet. Nach Abtrennung von Schlamm und Wasser gelangt der Schlamm in ein bepflanztes Schlammbeet, das Wasser wird über Pflanzenkläranlagen geleitet und zur Bewässerung genutzt Das Duschwasser wird durch die Aufbereitung von Regenwasser und Grundwasserfiltrat gewonnen und in einem Sandfilter gereinigt ***Marokko:*** *Grauwasser* wird durch 1. eine Pflanzenkläranlage, einen Sandfilter und eine UV-Desinfektion geleitet oder 2. ein Membranverfahren gereinigt oder 3. durchfließt ein SBR-Verfahren Nutzung des Brauchwassers gemeinsam mit dem Regenwasser zur Toilettenspülung *Schwarzwasser* wird in einem Faulbehälter anaerob behandelt. Schlamm und Wasser werden getrennt, der Schlamm wir auf Trockenbeeten gelagert, das Wasser fließt 1. durch Kiesfilter und Teiche 2. durch verschieden bewachsene und durchströmte Pflanzenkläranlagen Nutzung des Brauchwassers zur Bewässerung		
DEUS 21 2004	Knittlingen, Deutschland	Regenwasser: Ableitung des anfallenden Regenwassers;	*Regenwasser*: Aufbereitung durch Membranfilter aus Rotationsscheibenfilter	keine	*Fertigstellung der technischen Anlagen: 2007/2008*

Projektname Projektbeginn	Einsatzort	Verfahrensprinzip	Eingesetzte Verfahrensstufen	Aussagen zu Kosten [€/m³]	Erzielte Reinigungsleistung
		Aufbereitung über Membrananlage; Nutzung als Brauchwasser Abwasser: Ableitung über Vakuumsystem; Behandlung in anaerober Membranbiologie zusammen mit zerkleinerten Küchenabfällen; Erzeugung von Biogas	(Porendurchmesser 0,06 Mikrometer) Membrananlage zur Aufbereitung bis Trinkwasserqualität, Nutzung als Brauchwasser zur Köperpflege, Versorgung von Wasch und Spülmaschinen, Toilettenspülung und Gartenbewässerung *Abwasser*: Ableitung in Vakuumsystem bis zur Kläranlage; Biologische Behandlung zusammen mit den Küchenabfällen unter anaeroben Bedingungen, Abtrennung des Belebtschlammes mittels Membranfiltration (Belme Fine Filter, 0,2 Mikrometer Porendurchmesser). Produziertes Biogas wird zur Strom und Wärmeerzeugung genutzt. Ausfällung aus dem Filtrat von Phosphat und Ammonium (Struvit) weitere Behandlung durch Ionentauscher zur Elimination des restlichen Ammoniumanteiles (wird bei Regeneration aufkonzentriert und reagiert durch Luftstrippen mit Schwefelsäure zu Ammoniumsulfat) beide Endprodukte finden Verwendung als Düngemittel		
Zermatt 2006	Zermatt, Schweiz	Ableitung des anfallenden Toilettenabwassers einer Seilbahn Station der Zermatter Bergbahnen AG	Ableitung des Toilettenabwassers im freien Gefälle in Aufbereitungsanlage Verfahrensablauf: Vorlagebehälter, Fest-Flüssigtrennung, MBR + Pulveraktivkohle zur Entfärbung des Wassers		

Projektname Projektbeginn	Einsatzort	Verfahrensprinzip	Eingesetzte Verfahrensstufen	Aussagen zu Kosten [€/m^3]	Erzielte Reinigungsleistung
			keine Feststoffverwertung vor Ort		
Hamburg Water Cycle 2008 (in Planung)	Hamburg, Deutschland	Trennung von Grau und Schwarzwasser Ableitung Schwarzwasser mittels Vakuumsystem Ableitung Grauwasser mittels Schwerkraft	*Schwarzwasser*: anaerobe Behandlung zusammen mit weiterer Biomasse geplant *Grauwasser:* aerobe Behandlung und Ableitung in Vorflut *Regenwasser:* Ableitung in Vorflut	keine	

Anhang 2: Trinkwasseranalytik der Technikumsanlage

UNIVERSITÄTSKLINIKUM BONN
ANSTALT DES ÖFFENTLICHEN RECHTS
Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit

Direktor: Prof. Dr. med. M. Exner

Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit
Sigmund-Freud-Straße 25; D-53105 Bonn

0631 / 205-3905

universitäts klinikum**bonn**

Sachbearbeiterin:
Fr. Broaz
Tel.: +49 (0228) 2871-5526
FAX: +49 (0228) 2871-6763
lucia.broaz@ukb.uni-bonn.de
www.meb.uni-bonn.de/hygiene/

Komplett-Projekt

Im Hause

AKS Akkreditierung AKS PL 20512
Verzeichnis www.aks-hannover.de
Staatliche Akkreditierungsstelle Hannover

Befundung	
Probenummer:	W07627/07
Befundungsdatum:	02.10.2007
Kostenstelle:	KLMEB

Probenstelle: **Komplett-Projekt**

Probentyp: **T: Trinkwasser, kalt** Entnahmetechnik:
Entnahme am: 28.08.2007 durch: EINSENDER EDV-Nr.:

Untersuchung: 07: TrinkwV 2001, Chemie Anl. 2.Teil 1 (TW200121)

Chemische Parameter

Beschreibung		Meßwert	Einheit	Grenzwert / Anforderung	Verfahren
Bor	<	0,03	mg/l	1	DIN 38405-17: 1991
Chrom, gesamt	<	0,005	mg/l	0,05	EN 1233: 1996
Cyanid, gesamt	<	0,005	mg/l	0,05	DIN 38405 - 14:1988
Fluorid	<	0,1	mg/l	1,5	DIN EN ISO 10304-1: 1995
Nitrat		5,9	mg/l	50	EN ISO 10304-2 1996
Quecksilber	<	0,0005	mg/l	0,001	EN 1483: 1997
Selen	<	0,001	mg/l	0,01	DIN 38405 - 23: 1994
Tetrachlorethen	<	0,0001	mg/l	0,01	EN ISO 10301: 1997
Trichlorethen	<	0,0005	mg/l	0,01	EN ISO 10301: 1997

Untersuchung: 071: TrinkwV 2001, Chemie Anl. 2 Teil 2 (TW200122)

Chemische Parameter

Beschreibung		Meßwert	Einheit	Grenzwert / Anforderung	Verfahren
Antimon	<	0,001	mg/l	0,005	DIN 38405 - 32: 2000
Arsen	<	0,001	mg/l	0,01	EN ISO 11969: 1995
Blei	<	0,005	mg/l	0,025	DIN 38405 - 6: 1998
Bromoform (Tribrommethan)	<	0,0005	mg/l	0,01	EN ISO 10301: 1997
Cadmium	<	0,0005	mg/l	0,005	EN ISO 5961: 1995
Chloroform (Trichlormethan)	<	0,0005	mg/l	0,01	EN ISO 10301: 1997
Dibromchlormethan	<	0,0001	mg/l	0,01	EN ISO 10301: 1997
Kupfer	<	0,01	mg/L	2	DIN 38406 - 7: 1992

1) bedeutet: Grenzwert überschritten bzw. Anforderung nach Trinkwasserverordnung 2001 vom 21.05.2001; BGBL I, Nr. 24, 959ff. nicht eingehalten

Die Beurteilung bezieht sich ausschließlich auf die Beschaffenheit der untersuchten Probe. Aus rechtlichen Gründen gilt nur der schriftliche und unterschriebene Befund.

Montag, 22. Oktober 2007 *Seite 1 von 2*

(Fortsetzung: W07627/07)

Chemische Parameter

Beschreibung		Meßwert	Einheit	Grenzwert / Anforderung	Verfahren
Monobromdichlormethan	<	0,0001	mg/l	0,01	EN ISO 10301: 1997
Nickel	<	0,005	mg/l	0,02	DIN 38406 - 11: 1991
Nitrit	<	0,02	mg/l	0,1	DIN EN 26777: 1993

Einzelparameter

Chemische Parameter

Beschreibung	Meßwert	Einheit	Grenzwert / Anforderung	Verfahren
Bromat	0,011	mg/l	0,025	EN ISO 15061: 2001

Hygienisch-medizinische Beurteilung

Die Konzentrationen und Werte der untersuchten Parameter entsprachen in der vorliegenden Wasserprobe jeweils den Anforderungen der Trinkwasserverordnung vom 21.05.2001, BGBL. Teil I, Nr. 24, 959 ff.
Sie ist aus hygienisch-medizinischer Sicht nicht zu beanstanden.

Bitte Beachten: Der Grenzwert für den Parameter "Bromat" beträgt ab dem 01. 01. 2008: 0,01 mg/L

H. Färber

Fachgebietsleitung
Dr. rer. nat. H. Färber

Der Direktor
Prof. Dr. med. M. Exner

UNIVERSITÄTSKLINIKUM BONN
ANSTALT DES ÖFFENTLICHEN RECHTS
Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit

Direktor: Prof. Dr. med. M. Exner

Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit
Sigmund-Freud-Straße 25; D-53105 Bonn

universitäts klinikum bonn

Sachbearbeiterin:
Fr. Breaz
Tel.: +49 (0228) 2871-5526
FAX: +49 (0228) 2871-6763
lucia.breaz@ukb.uni-bonn.de
www.meb.uni-bonn.de/hygiene/

Komplett-Projekt

Im Hause

AKS Akkreditierung AKS-PL 205 12
Weitere Infos: www.aks-hannover.de
Staatliche Akkreditierungsstelle Hannover

Befundung	
Probenummer:	**W07627/07**
Befundungsdatum:	**02.10.2007**
Kostenstelle:	**KLMEB**

Probenstelle: **Komplett-Projekt**

Probentyp: **T: Trinkwasser, kalt**
Entnahme am: 28.08.2007

Entnahmetechnik:
durch: EINSENDER

EDV-Nr.:

Untersuchung: 07: TrinkwV 2001, Chemie Anl. 2.Teil 1 (TW200121)

Chemische Parameter

Beschreibung		Meßwert	Einheit	Grenzwert / Anforderung	Verfahren
Bor	<	0,03	mg/l	1	DIN 38405 -17: 1981
Bromat	<	0,011	mg/l	0,01	EN ISO 15061: 2001
Chrom, gesamt	<	0,005	mg/l	0,05	EN 1233: 1996
Cyanid, gesamt	<	0,005	mg/l	0,05	DIN 38405 - 14:1988
Fluorid	<	0,1	mg/l	1,5	DIN EN ISO 10304-1: 1995
Nitrat		5,6	mg/l	50	EN ISO 10304-2 1996

(Fortsetzung: W07627/07)

Chemische Parameter

Beschreibung		Meßwert	Einheit	Grenzwert / Anforderung	Verfahren
Kupfer	<	0,01	mg/L	2	DIN 38406 - 7: 1992
Monobromdichlormethan	<	0,0001	mg/l	0,01	EN ISO 10301: 1997
Nickel	<	0,005	mg/l	0,02	DIN 38406 - 11: 1991
Nitrit	<	0,02	mg/l	0,1	DIN EN 26777: 1993

Hygienisch-medizinische Beurteilung

Die Konzentrationen und Werte der untersuchten Parameter entsprachen in der vorliegenden Wasserprobe mit Ausnahme des Parameters Bromat jeweils den Anforderungen der Trinkwasserverordnung vom 21.05.2001, BGBL, Teil I, Nr. 24, 959 ff. Sie ist aus hygienisch-medizinischer Sicht zu beanstanden.

Fachgebietsleitung
Dr. rer. nat. H. Färber

Der Direktor
Prof. Dr. med. M. Exner

UNIVERSITÄTSKLINIKUM BONN
ANSTALT DES ÖFFENTLICHEN RECHTS
Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit

Direktor: Prof. Dr. med. M. Exner

Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit
Sigmund-Freud-Straße 25; D-53105 Bonn

universitäts klinikum bonn

Sachbearbeiterin:
Fr. Breaz
Tel.: +49 (0228) 2871-5526
FAX: +49 (0228) 2871-6763
lucia.breaz@ukb.uni-bonn.de
www.meb.uni-bonn.de/hygiene/

Komplett-Projekt

Im Hause

AKS Akkreditierung: AKS PL 205 12
Verzeichnis: www.aks-hannover.de
Staatliche Akkreditierungsstelle Hannover

Befundung	
Probenummer:	**W09195/07**
Befundungsdatum:	31.10.2007
Kostenstelle:	KLMEB

Probenstelle: **Komplett-Projekt**

Probentyp: **T: Trinkwasser, kalt** Entnahmetechnik:
Entnahme am: 09.10.2007 durch: **EINSENDER** EDV-Nr.:

Untersuchung: 07: TrinkwV 2001, Chemie Anl. 2.Teil 1 (TW200121)

Chemische Parameter

Beschreibung		Meßwert	Einheit	Grenzwert / Anforderung	Verfahren
Bor		0,20	mg/l	1	DIN 38405 -17: 1981
Bromat	<	0,005	mg/l	0,01	EN ISO 15061: 2001
Chrom, gesamt	<	0,005	mg/l	0,05	EN 1233: 1996
Cyanid, gesamt	<	0,005	mg/l	0,05	DIN 38405 - 14:1988
Fluorid	<	0,1	mg/l	1,5	DIN EN ISO 10304-1: 1995
Nitrat		4,0	mg/l	50	EN ISO 10304-2 1996
Quecksilber	<	0,0005	mg/l	0,001	EN 1483: 1997
Selen	<	0,001	mg/l	0,01	DIN 38405 - 23: 1994
Tetrachlorethen	<	0,0001	mg/l	0,01	EN ISO 10301: 1997
Trichlorethen	<	0,0005	mg/l	0,01	EN ISO 10301: 1997

Untersuchung: 071: TrinkwV 2001, Chemie Anl. 2 Teil 2 (TW200122)

Chemische Parameter

Beschreibung		Meßwert	Einheit	Grenzwert / Anforderung	Verfahren
Antimon	<	0,001	mg/l	0,005	DIN 38405 - 32: 2000
Arsen	<	0,001	mg/l	0,01	EN ISO 11969: 1996
Blei	<	0,005	mg/l	0,025	DIN 38406 - 6: 1998
Bromoform (Tribrommethan)	<	0,0005	mg/l	0,01	EN ISO 10301: 1997
Cadmium	<	0,0005	mg/l	0,005	EN ISO 5961: 1995
Chloroform (Trichlormethan)	<	0,0005	mg/l	0,01	EN ISO 10301: 1997
Dibromchlormethan	<	0,0001	mg/l	0,01	EN ISO 10301: 1997

< bedeutet: Grenzwert überschritten bzw. Anforderung nach Trinkwasserverordnung 2001 vom 21.05.2001; BGBL I, Nr. 24, 959ff. nicht eingehalten

Die Beurteilung bezieht sich ausschließlich auf die Beschaffenheit der untersuchten Probe. Aus rechtlichen Gründen gilt nur der schriftliche und unterschriebene Befund.

Mittwoch, 31. Oktober 2007 *Seite 1 von 2*

(Fortsetzung: W09195/07)

Chemische Parameter

Beschreibung		Meßwert	Einheit	Grenzwert / Anforderung	Verfahren
Kupfer	<	0,01	mg/L	2	DIN 38406 - 7: 1992
Monobromdichlormethan	<	0,0001	mg/l	0,01	EN ISO 10301: 1997
Nickel	<	0,005	mg/l	0,02	DIN 38406 - 11: 1991
Nitrit	<	0,02	mg/l	0,1	DIN EN 26777: 1993

Hygienisch-medizinische Beurteilung

Die Konzentrationen und Werte der untersuchten Parameter entsprachen in der vorliegenden Wasserprobe den Anforderungen der Trinkwasserverordnung vom 21.05.2001, BGBL, Teil I, Nr. 24, 959 ff.
Sie ist aus hygienisch-medizinischer Sicht nicht zu beanstanden.

H. Färber

Fachgebietsleitung
Dr. rer. nat. H. Färber

Der Direktor
Prof. Dr. med. M. Exner

Anhang 3: Probenaufbereitung, Geräte und Geräteeinstellung der analytischen Untersuchung für die Arzneiwirkstoffuntersuchungen

Probenanreicherung: Die Proben HG und MBR.IN wurden zentrifugiert und über einen Rundfilter (Schwarzband) filtriert.

Die Anreicherung der Analyten erfolgte mit 200 mg LiChrolut EN, konditioniert mit 2 x 3 ml Methanol und 2 x 3 ml Wasser, in 3-ml-Glassäulen. Die Durchflussgeschwindigkeit der Wasserproben betrug 10 ml/min. Die Festphase wurde anschließend mit 1 x 3 ml Wasser gewaschen und trockengesaugt. Die Elution der Analyten erfolgte durch 3 x 2 ml Methanol mit 0,5 V % Essigsäure. Das Eluat wurde bei Raumtemperatur im Stickstoffstrom bis zur Trockene eingeengt. Der Rückstand wurde in 1 ml Wasser/Acetonitril, 80/20, aufgenommen.

Geräte: HPLC 1100, Agilent

Ion-Trap MS Esquire 3000 +, Bruker-Daltonik

HPLC-Säule: Synergi 4 µ Hydro RP 80 A, 150 x 2 mm, Phenomenex

HPLC-Bedingungen:

Temperatur: 30°C

Fluss: 0,2 ml/min

Injektionsvolumen: Bestimmung von *Carbamazepin* und *Fluoxetin*: 10 µl

Bestimmung von *Diclofenac*: 50 µl

Bestimmung von *Ibuprofen*: 80 µl

Eluent A: Wasser + 0,1 Vol% Essigsäure

Eluent B: 0,05 V % Essigsäure in Acetonitril

Gradient:

Zeit	**Acetonitril (%)**
0	20
1	40
5	60
15	60
16	80
19	80
20	20
30	20

MS-Parameter:

Ionisierung: Elektrospray Ionisierung (ESI), Typ: MRM (Multi Reaction Monitoring)

Nebulizer: 40 psi

Trocken Gas: 8 l/min

Temp. Trocken Gas : 350 °C

Massenübergänge:

Wirksubstanz	**Mode** **ESI**	**Massenübergänge** **Quantifizierung**
Carbamazepin	+	237,1 > 194,1
Fluoxetin	+	310,1 > 148,1
Diclofenac	-	293,8 > 249,8
Ibuprofen	-	205,0 > 161,1

Quantifizierung:

Die Quantifizierung erfolgte über *Carbamazepin*-d10, *Fluoxetin*-d5, *Diclofenac*-d4 und *Ibuprofen*-d3 als interne Standards (ISTD). Externe Kalibrierung von 10 µg/l – 1000 µg/l (n = 7), Konzentration ISTD 250 µg/l.

Verfahren: DIN EN ISO 11348 - 2

Leuchtbakterium und Messgerät zur Messung der toxikologischen Untersuchung

Leuchtbakterium: *Vibrio fischeri* NRRL-B-11177

Messgerät: Biolumineszenzmessgerät LUMIStox

Entwicklung und Kombination von innovativen Systemkomponenten aus Verfahrenstechnik, Informationstechnologie und Keramik zu einer nachhaltigen Schlüsseltechnologie für Wasser- und Stoffkreisläufe

Abschlussbericht
Endverbraucherstudien

im Auftrag des

Projektträgers Forschungszentrum Karlsruhe
Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (WTE)

Verfasser

Villeroy & Boch AG, Mettlach (FKZ: 02wd0685)
EnviroChemie GmbH, Roßdorf (FKZ: 02wd0686)
Technische Universität Kaiserslautern (FKZ: 02wd0683)
Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn (FKZ: 02wd0684)
ap system engineering, Roßdorf (FKZ: 02wd0682)
Fraunhofer Institut UMSICHT, Oberhausen (FKZ: 02wd0966)

August 2009

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS I

TABELLENVERZEICHNIS II

ABBILDUNGSVERZEICHNIS III

6 ENDVERBRAUCHERSTUDIEN 4

6.1 Akzeptanz 4

6.2 Umfrage zur Nutzungsintensität 10

6.3 Beurteilung der Sanitärkeramik 11

6.4 Literaturverzeichnis 15

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Akzeptanz bei der Grauwasserwiederverwendung in Abhängigkeit vom Verwendungszweck, differenziert nach dem Alter der Befragten (n=321) 7

Tabelle 2: Aufteilung der Umfrageergebnisse nach Befragten, die lediglich Teile des Wasserrecyclingsystems übernehmen würden. Unterteilt wird das Anwendungspotential der Befragten in Prozent der Abhängigkeit vom Verwendungszweck (n=230) 8

Tabelle 3: Akzeptanz bei verschiedenen Wiederverwendungsbereichen, unterschieden nach Geschlecht (n=323)..... 8

Tabelle 4: Schwarzwasseranfall berechnet gemäß der durchgeführten Umfrage, gesamt pro Woche und spezifisch (n=101, 36 % aller Mitarbeiter) 11

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Altersstruktur der Umfrageteilnehmer 5

Abbildung 2: Akzeptanz der Brauchwassernutzung von aufbereitetem Grauwasser in Abhängigkeit vom Verwendungszweck (n=325) 7

Abbildung 3: Durchschnittliche WC-Nutzung pro Mitarbeiter und Arbeitstag (n=101) 10

Abbildung 4: Wie effektiv arbeitet das WC mit großer Spülmenge?.....11

Abbildung 5: Wie effektiv arbeitet das WC mit kleiner Spülmenge?.....12

Abbildung 6: Kommt es zu Spritzern auf der WC- Brille durch den Spülvorgang? 12

Abbildung 7: Verbleiben Spuren im WC nach der Spülung?.....13

Abbildung 8: Kommt es zu Verstopfungsproblemen? 13

Abbildung 9: Würden Sie das Produkt bei sich einbauen? 14

Abbildung 10: Würden Sie das ‚Produkt weiterempfehlen? 14

6 Endverbraucherstudien

6.1 Akzeptanz

Bei der Akzeptanz zum Wasserrecycling sind gesellschaftliche, historische sowie soziokulturelle Hintergründe zu beachten. Während in den westlichen Gesellschaften Urin und Fäkalien in der Regel als Schmutz betrachtet werden, ist es in anderen Ländern teilweise üblich, diese zu kompostieren und vor Ort als Dünger einzusetzen (Wilderer und Paris, 2001). Studien belegen, dass trotz vergleichbarer klimatischer Verhältnisse die Wiederverwendung von Abwasser in Israel signifikant geringer ausfällt als dies in Palästina der Fall ist. Die Akzeptanz der Kreislaufwirtschaft ist hier aus sozial-ethischen und religiösen Zusammenhängen nicht vorhanden (Perez und Hartmann, 2008).

Durch Akzeptanzerhebungen wurde bereits in der Vergangenheit versucht, das Potential der Wasserwiederverwertung abzuschätzen. Eine Studie aus Großbritannien zeigt positive Resonanz bezüglich der Wiederverwendung von Grauwasser aus Dusche und Bad. 88 % der Befragten sprachen sich positiv zu der Wiederverwendung des eigenen Grauwassers aus. Bei der Wiederverwendung des Wassers aus unmittelbarer und gesamter Nachbarschaft hingegen erklärten sich nur noch 57 % bzw. 49 % der Befragten einverstanden (Cornel et al., 2004).

In den USA zeigen Studien eine weite Verbreitung der Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser, aber lediglich im Bereich der anschließenden Gartenbewässerung oder für Kühlzwecke im industriellen Bereich. Eine Umfrage ergab, dass die Bevölkerung grundsätzlich einer Wiederverwendung nicht entgegen steht, jedoch nur solange das aufbereitete Wasser nicht als Trinkwasser in die Leitung gespeist wird (Wilderer und Paris, 2001).

Eine von der Messe Frankfurt und dem Hessischen Umweltministerium an das Fraunhofer-Institut für Produktionstechnik und Automatisierung (IPA) in Auftrag gegebene Delphi-Studie zum Thema „Wassertechnologie im Jahr 2010“ versuchte bereits im Jahre 1998 die Akzeptanz von Grauwasser im Haushalt zu prognostizieren. Die Studie ergab, dass bis 2010 die Akzeptanz in den USA auf 21 %, für Europa auf 30 % und Asien auf 36 % geschätzt wird (Rudolph und Schäfer, 2001).

Im Rahmen des Forschungsprojektes MODULAARE wurde zusätzlich die Akzeptanz hinsichtlich der Vor-Ort-Abwasserbehandlung und der Wiederverwertung des Wassers im Hotel mit Hilfe eines Fragebogens ermittelt. Die Umfrage ergab, dass 96 % der Befragten die Bewässerung des Hotelgartens mit behandeltem Abwasser akzeptieren, wobei 29 % der Befragten nach den Analyseergebnissen fragen würden. Nahezu drei Viertel der Befragten würden darüber hinaus sogar schlechte Gerüche akzeptieren, welche von der Anlage ausgehen könnten; für nur 2 % wäre dies unakzeptabel. Im Bezug auf ein Wasserrecycling sprachen sich sogar 99 % für eine Wiederverwendung des behandelten Abwassers für die Toilettenspülung aus, sofern dadurch keine ästhetischen Einbußen bestünden (Rweq, Krampe und Steinmetz, 2008).

Im Rahmen des ReUse-Konzeptes der Huber AG wurde eine Befragung zum Thema Abwasserwiederverwendung bei den Mitarbeitern des Unternehmens durchgeführt. Die Befragung ergab, dass über 90 % der Mitarbeiter die Wiederverwendung von Wasser als

sehr sinnvoll erachten. 67 % der Befragten würden das mit Brauchwasser und Urin gedüngte Obst verzehren. Bei dem Verzehr der im Grauwasserteich gehaltenen Fische zeigte sich eine breitere Skepsis. Lediglich 21 % der Frauen und 30 % der Männer würden diese zum Verzehr zu sich nehmen. Insgesamt erwies sich aber eine sehr breite Akzeptanz gegenüber dem Konzept (Huber, 2008).

Die Akzeptanzbetrachtungen im KOMPLETT-Projekt wurden auf Basis von Fragebögen durchgeführt. Grundlage der Fragestellung sind die vom KOMPLETT-Konzept vorgegebenen Systemleistungen, also die Rückführung von aufbereitetem Wasser. Der Schwerpunkt der Fragen lag bei der Wiederverwertung des Schwarzwassers als Toilettenspülwasser sowie der Wiederverwertung von Grauwasser zu unterschiedlichen Wiederverwendungszwecken. Erfragt wurde die Akzeptanz zum Wäschewaschen, Geschirrspülen, Einsatz sowohl zur Körperpflege als auch für Kochen und Trinken. Abschließend wurde das Potential der tatsächlichen Integration eines solchen Recyclingsystems im eigenen Haushalt geprüft. Zur Option standen, neben einer kompletten Integration des Konzeptes, nur Teile des Systems in Abhängigkeit von unterschiedlichen Hausanschlüssen (Bad-, Küchenanschluss bzw. Toilettenspülung) auszuwählen.

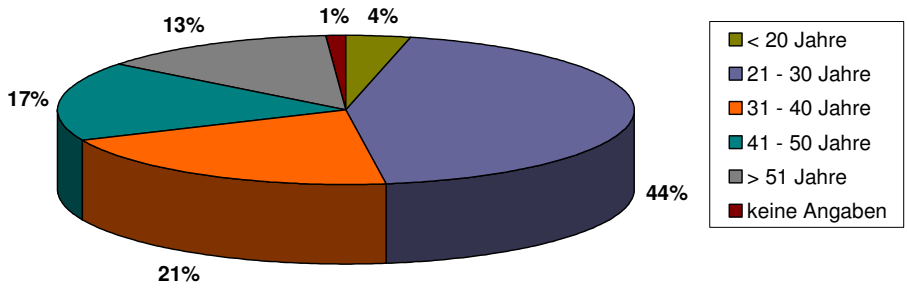


Abbildung 1: Altersstruktur der Umfrageteilnehmer

Einführend in die Befragung wurde zunächst das Vertrauen der Nutzer in die Qualitätsanforderung des deutschen Leitungswassers sowie die Nutzung des deutschen Leitungswassers zum direkten Trinkgenuss erfragt. Zur statistischen Validierung der Erhebung wurde zwischen dem Geschlecht der Befragten, dem Berufs- bzw. Ausbildungsgrad sowie dem Alter differenziert.

Im Rahmen des Projektes wurden zwei Erhebungen zum Stand der Akzeptanz im Bereich Wasserrecycling durchgeführt. Insgesamt sind mehr als 380 Fragebögen bei Fraunhofer UMSICHT eingegangen. Erfragt wurde jeweils die Akzeptanz zu den Themenbereichen Wäsche waschen, Geschirrspülen, Einsatz zur Körperpflege sowie Kochen und Trinken mit

Grauwasser. Darüber hinaus wurde das Potential einer Anlagenintegration im eigenen Haushalt überprüft.

Die Fragebögen wurden sowohl online als auch persönlich oder per Brief ausgefüllt und an Fraunhofer UMSICHT übermittelt.

1. Umfrage nur unter UMSICHT-Mitarbeitern (Gruppe von 60 Personen, 40 % weiblicher Anteil, 70 % der Befragten sind jünger als 40 Jahre)

2. Umfrage unter UMSICHT-Mitarbeitern und externem Kreis (Gruppe von insgesamt 325 Personen, 47 % weiblicher Anteil, 48 % der Befragten sind jünger als 30 Jahre), vgl. Abbildung 1

Einleitende Fragen zur Akzeptanzerhebung befassten sich mit der generellen Einstellung der Befragten zu der Verwendung von Wasser aus dem deutschen Trinkwassernetz. Hierzu wurde zunächst das Vertrauen in die Qualität und die Verwendung des Wassers zum Trinken hinterfragt.

Die Befragungen ergaben, dass nahezu 94 % der Befragten den Qualitätsanforderungen des deutschen Trinkwassers vertrauen. Lediglich 6 % vertrauen diesen nicht und gaben Bedenken an. Die geäußerten Argumente bezogen sich auf die Einhaltung deutscher Standards bei der Trinkwassergewinnung und die Qualitätssicherung des Trinkwassers. Weitere Angaben befassten sich mit immer wieder neuen auftretenden Schadstoffen und Mikroverunreinigungen wie Arzneimitteln oder beispielsweise PFT, die entweder über keine Grenzwerte verfügen oder von der gängigen Aufbereitungstechnologie nicht eliminiert werden.

Bei der Verwendung von Wasser aus dem deutschen Trinkwassernetz zum Trinken war ein deutliches Absinken des Zuspruchs zu beobachten. Lediglich 85 % der Befragten nutzen das Leitungswasser zu diesem Zweck. Auch hier wurden als Argumente Schadstoffe und Mikroverunreinigungen, aber auch geschmackliche Gründe, seien es der Härtegrad des Leitungswassers, der Kalk- oder ein möglicher Chlorgeschmack angegeben.

Im Falle einer Schwarzwasserwiederverwendung für den Einsatz bei der Toilettenspülung zeigt die Umfrage bei 93 % der Befragten eine positive Resonanz. Es werden jedoch zum Teil Bedenken die Qualität des aufbereiteten Abwassers betreffend geäußert. Unsicherheiten werden insbesondere im Falle von Fäkalbakterien und anderen abwasserbürtigen Krankheitserregern genannt. Weitere Bedenken betreffen die von dem Wasser potentiell ausgehenden Belästigungen durch Geruch oder Färbung.

Differenziert man die Nutzung des aufbereiteten Grauwassers, so zeigt sich ein Rückgang der Akzeptanz in Abhängigkeit vom Verwendungszweck. Die mögliche Verwendung zum Kochen und Trinken würde nur von etwa 30 % der Befragten akzeptiert. Der Gebrauch des aufbereiteten Grauwassers zum Wäsche waschen würde allerdings von mehr als 70 % der Befragten angenommen. Etwa 60 % aller Befragten könnten sich vorstellen, das aufbereitete Wasser zum Geschirrspülen einzusetzen. Bei Verwendung für die persönliche Körperhygiene konnten sich noch knapp 43 % vorstellen, aufbereitetes Grauwasser zu benutzen.

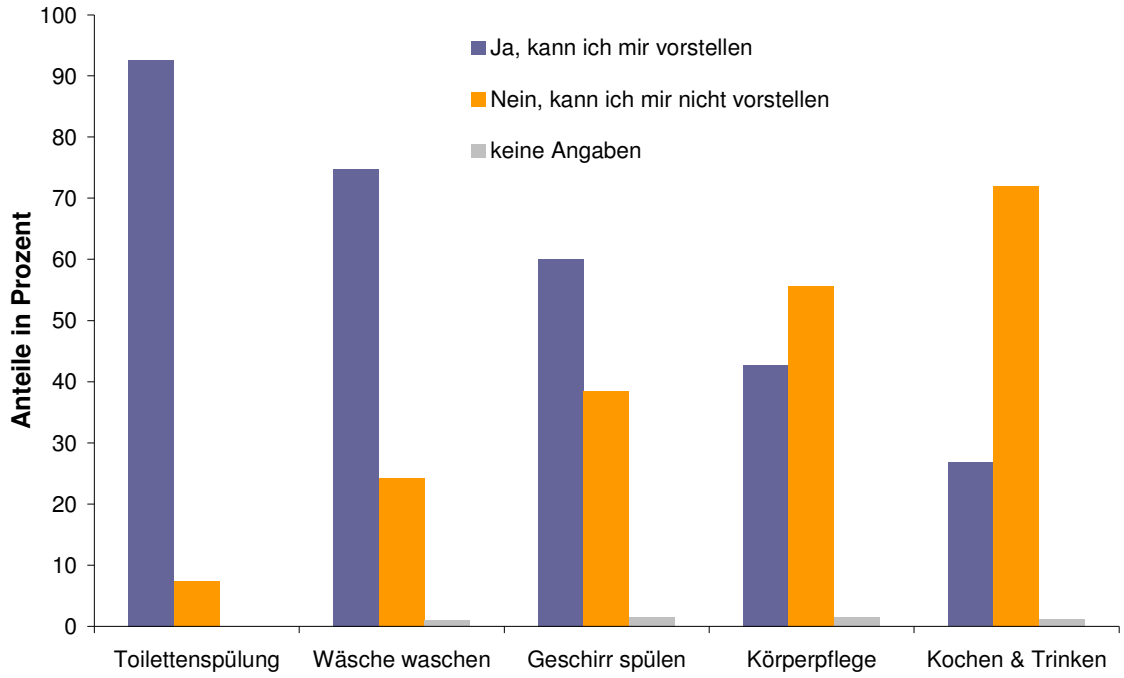


Abbildung 2: Akzeptanz der Brauchwassernutzung von aufbereitetem Grauwasser in Abhängigkeit vom Verwendungszweck (n=325)

Generell wurden unterschiedliche Bedenken zur Wiedernutzung von aufbereitetem Grauwasser ausgedrückt. Häufig wurde die Qualität der Aufbereitung und die hygienischen Parameter des Brauchwassers hinterfragt. Neben der großen Unsicherheit bezüglich der Qualität des aufbereiteten Wassers und der möglichen Präsenz von Krankheitserregern liegen darüber hinaus Bedenken bezüglich der Betriebssicherheit und der Anlagenverfügbarkeit vor.

Tabelle 1: Akzeptanz bei der Grauwasserwiederverwendung in Abhängigkeit vom Verwendungszweck, differenziert nach dem Alter der Befragten (n=321)

Verwendungszweck	**< 20 bis 30 Jahre**	**31 bis > 50 Jahre**
Toilettenspülung	92,3 %	92,8 %
Wäsche waschen	74,7 %	76,2 %
Geschirr spülen	66,2 %	56,2 %
Körperpflege	45,8 %	41,7 %
Kochen und Trinken	31,4 %	22,6 %

Die abschließende Frage der Akzeptanzbetrachtung zeigt, dass nur knapp 8 % der Befragten ein solches System komplett ausschließen würden. Etwas mehr als ein Drittel der Befragten würden das gesamte KOMPLETT-Konzept für den eigenen Haushalt übernehmen. Die Mehrheit der Befragten (über 55 %) würden nur Teile des Systems übernehmen. Auch

hier zeigt sich, dass der Einsatz zur Wasserwiederverwendung hauptsächlich im Bereich der Toilettenspülung akzeptiert wird (vgl. Tabelle 1).

Betrachtet man darüber hinaus ausschließlich diejenigen Nutzungsprofile, bei denen eine Wiederverwendung zur Toilettenspülung sowohl singulär, als auch in Kombination mit Anschlüssen weiterer Herkunftsarten vorkommt, so würden 95 % der Befragten ein solches System im eigenen Haushalt integrieren. Auch hier wurden Bedenken betreffend der Schwarzwasseraufbereitung geäußert. Im Falle des Toilettenspülwassers wurde bevorzugt ein aus Grauwasser aufbereitetes Abwasser oder aber alternativ Regenwasser als favorisierter Ursprung genannt.

Tabelle 2: Aufteilung der Umfrageergebnisse nach Befragten, die lediglich Teile des Wasserrecyclingsystems übernehmen würden. Unterteilt wird das Anwendungspotential der Befragten in Prozent der Abhängigkeit vom Verwendungszweck (n=230)

Verwendungszweck	**Anwendungspotential**
Ausschließlich Toilette	71,8 %
Ausschließlich Küche	1,1 %
Ausschließlich Bad	0,0 %
Toilette und Küche	12,1 %
Toilette und Bad	11,1 %
Küche und Bad	3,9 %

Differenziert man die Antworten nach Geschlecht, erkennt man, dass in Bezug auf eine Wiederverwendung zur Toilettenspülung und zum Wäschewaschen ähnliche Aussagen getroffen werden. In beiden Bereichen ist die Akzeptanz bei Frauen geringfügig höher. Dieser Trend kehrt sich bei den Anwendungsbereichen um, bei denen ein direkter Kontakt mit bzw. die orale Aufnahme von dem aufbereiteten Medium größer wird.

Tabelle 3: Akzeptanz bei verschiedenen Wiederverwendungsbereichen, unterschieden nach Geschlecht (n=323)

Verwendungszweck	**Frauen**	**Männer**
Toilettenspülung	***93,6 %***	*91,4 %*
Wäsche waschen	***77,1 %***	*74,7 %*
Geschirr spülen	*58,3 %*	***64,9 %***
Körperpflege	*40,1 %*	***47,7 %***
Kochen und Trinken	*24,7 %*	***30,2 %***

Schlussfolgerungen

Die im Rahmen dieses Projektes erhobenen Umfrageergebnisse zum Thema Wasserrecycling gehen über die aus der Literatur gewonnenen Erkenntnisse hinaus. Die Literaturergebnisse beschreiben in vielen Fällen nur eine allgemeine Akzeptanz des Grauwasserrecyclings. Sofern eine Wiederverwendung in Abhängigkeit vom Anwendungsfall differenziert wurde, geschah dies lediglich für die Verwendung als Bewässerungs- oder Toilettenspülwasser.

Die in den hier gemachten Umfragen erhobenen Daten differenzieren darüber hinaus bezüglich einer Wiederverwertung auf verschiedene im Haushalt angesiedelte Nutzungsszenarien. Die Ergebnisse zeigen, dass wie erwartet bei den verschiedenen Nutzungsszenarien die Bedenken bzgl. einer Wiederverwendung umso größer sind, je größer die Möglichkeit eines direkten Kontakts ist. Die Abnahme kann differenziert nach den einzelnen Gruppen, wenn auch unterschiedlich stark, beobachtet werden. Dies kann zu einem gewissen Grad mit den Ergebnissen der Erhebung in Großbritannien zur Nutzung von Grauwasser verglichen werden. In diesem Fall hing die Sensibilität des potenziellen Nutzers von der Nähe seiner Nachbarn ab. Bei den veröffentlichten Umfrageergebnissen des MODULAARE-Projektes wurden vergleichbare Ergebnisse zur Wiedernutzung im Bereich der Toilettenspülung gewonnen. Die Zahlen bezüglich des Nutzungsbereichs Kochen und Trinken decken sich sehr gut mit dem Ergebnis aus dem Huber ReUse Konzept bzgl. des Verzehrs der Fische aus dem mit aufbereitetem Wasser gespeisten Teich.

Bei einer Differenzierung der Ergebnisse bezüglich des Ausbildungsgrades zeigte sich bei Hochschulabgängern eine tendenziell höhere Akzeptanz zu den im Rahmen des Projektes untersuchten High-Tech-Wasserrecyclingsystemen. Die Bedenken bezüglich einer höherwertigen Wiederverwendung sind aber auch hier gegeben.

Den beiden nicht repräsentativen Erhebungen kann entnommen werden, dass in Deutschland einer Wasserwiederverwendung im Bereich der Toilettenspülung ein deutlich größeres Potential zugeordnet werden kann als einer Nutzung im höherwertigen Bereich. Dennoch weisen die Zahlen auch in diesem Bereich auf die Bereitschaft für erste Insellösungen hin. Im weiteren Verlauf müssen dann eine zuverlässige Technik, Bedienerfreundlichkeit der Aufbereitungsanlagen und über lange Zeiträume gesicherte Analyseergebnisse das Vertrauen und damit auch die Akzeptanz für derartige Systeme in Deutschland untermauern. Die Erfahrungen, die während des Versuchsbetriebs in Oberhausen erzielt wurden, führten zu konkreten Empfehlungen für die Verbesserung und zu einer breiten Akzeptanz innerhalb der Belegschaft des Instituts. So führten beispielsweise die zuverlässig arbeitende Verfahrenstechnik, die stets abrufbaren Analyseergebnisse sowie die sensorische Überprüfung der Wasserqualität bei der höherwertigen Wiederverwendung (Duschen, Wäsche) zu einer positiven Grundeinstellung.

Da die Akzeptanz bekanntermaßen nicht nur von sauberen Sanitäranlagen und einer funktionierenden Technik abhängt, sondern auch von Informationen, Gesprächen mit Kollegen und Bekannten sowie der eigenen Einstellung, wurde auf verschiedenste Weise durch eine gezielte Informationspolitik unter den Institutsangehörigen für die Projektziele geworben.

Ob die im Rahmen dieser Erhebungen erzielten Ergebnisse auf mögliche Zielländer des KOMPLETT-Systems übertragen werden können, kann an dieser Stelle nicht pauschalisiert

beantwortet werden, da Faktoren wie kulturelle, religiöse und historische Hintergründe hierfür zusätzlich berücksichtigt werden müssten.

6.2 Umfrage zur Nutzungsintensität

Im Rahmen einer Datenerhebung wurde unter den Mitarbeitern des Fraunhofer-Instituts UMSICHT die WC-Nutzungsintensität abgefragt. Über die dabei erhaltenen Daten konnte der spezifische Schwarzwasseranfall ermittelt werden. Verglichen mit Werten aus der Literatur liegen die ermittelten Daten um mehr als 40 % niedriger (vgl. Tabelle 4).

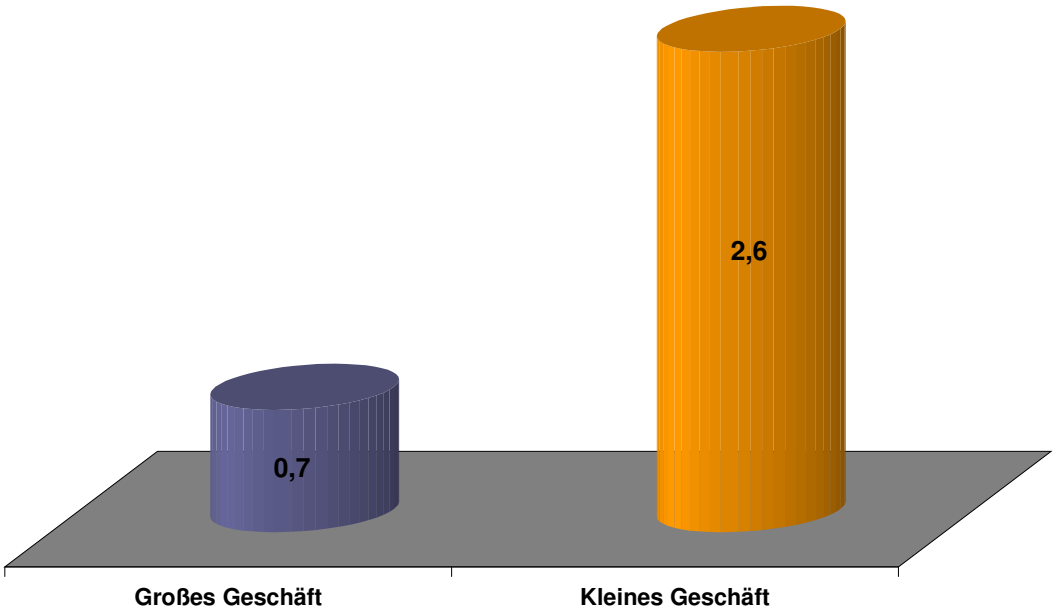


Abbildung 3: Durchschnittliche WC-Nutzung pro Mitarbeiter und Arbeitstag (n=101)

Hierbei sollten die in verschiedenen Literaturquellen angegebenen Wasserverbräuche für Bürogebäude verifiziert werden. Nach Pistohl (2007) liegt der durchschnittliche Wasserverbrauch pro Mitarbeiter und Tag bei 25 - 35 l. 70 - 85 % des Wasserbedarfs wird dabei für die Toilettenspülung verwendet. Eigene Erhebungen haben gezeigt, dass mit einem spezifischen Abwasseranfall aus der Toiletten- und Urinalspülung von 16 - 17 l pro Werktag und Mitarbeiter gerechnet werden kann. Der daraus resultierende Minderanfall in den Institutsgebäuden des Fraunhofer Instituts liegt dementsprechend zwischen 10 und 40 %.

Tabelle 4: Schwarzwasseranfall berechnet gemäß der durchgeführten Umfrage, gesamt pro Woche und spezifisch (n=101, 36 % aller Mitarbeiter)

Abwasseranfall	Woche	Spezifisch [l/Werktag *Ma]
Braun	*1 980 l*	*4,0*
Gelb	*6 260 l*	*12,5*
SUMME	***8 240 l***	***16,5***

6.3 Beurteilung der Sanitärkeramik

Zur Akzeptanz wurde eine Umfrage bei Fraunhofer Umsicht mit seitens Villeroy & Boch vorbereiteten Erhebungsbögen durchgeführt.

Bezüglich des WC gab es etwa 80 Rückläufer, zu den Urinalen etwa 35. Bei den Urinalen wurde zusätzlich das Reinigungspersonal befragt.

Die nachfolgenden Angaben stellen Mittelwerte über Geschlechter und Altersgruppen dar. (siehe Abbildung 4 bis 10).

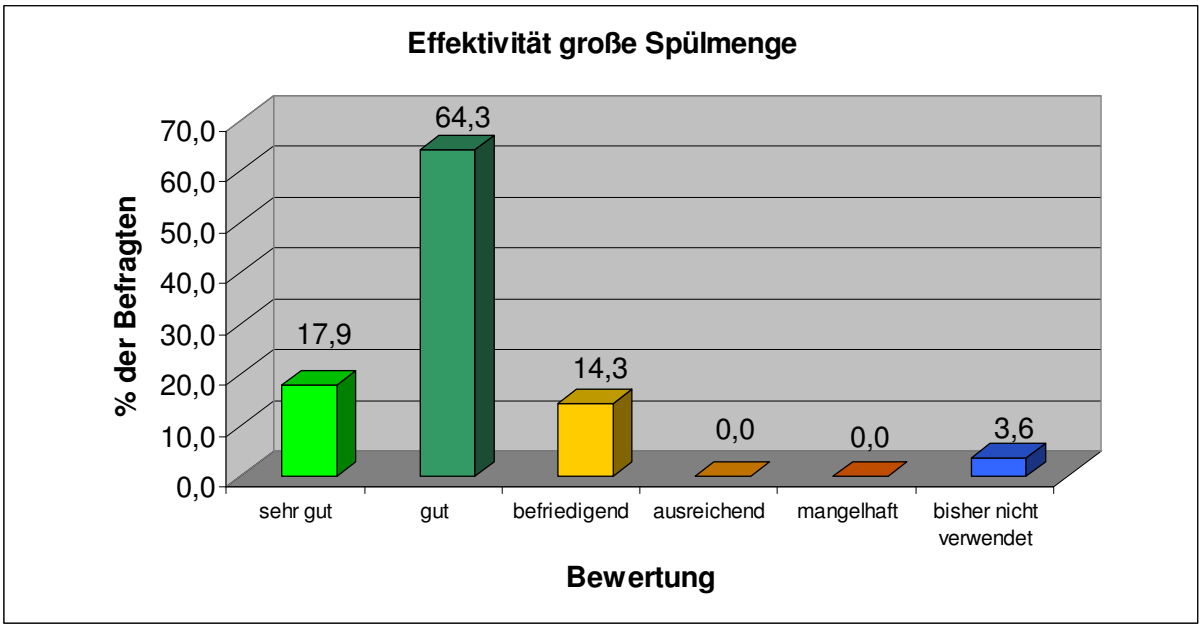


Abbildung 4: Wie effektiv arbeitet das WC mit großer Spülmenge?

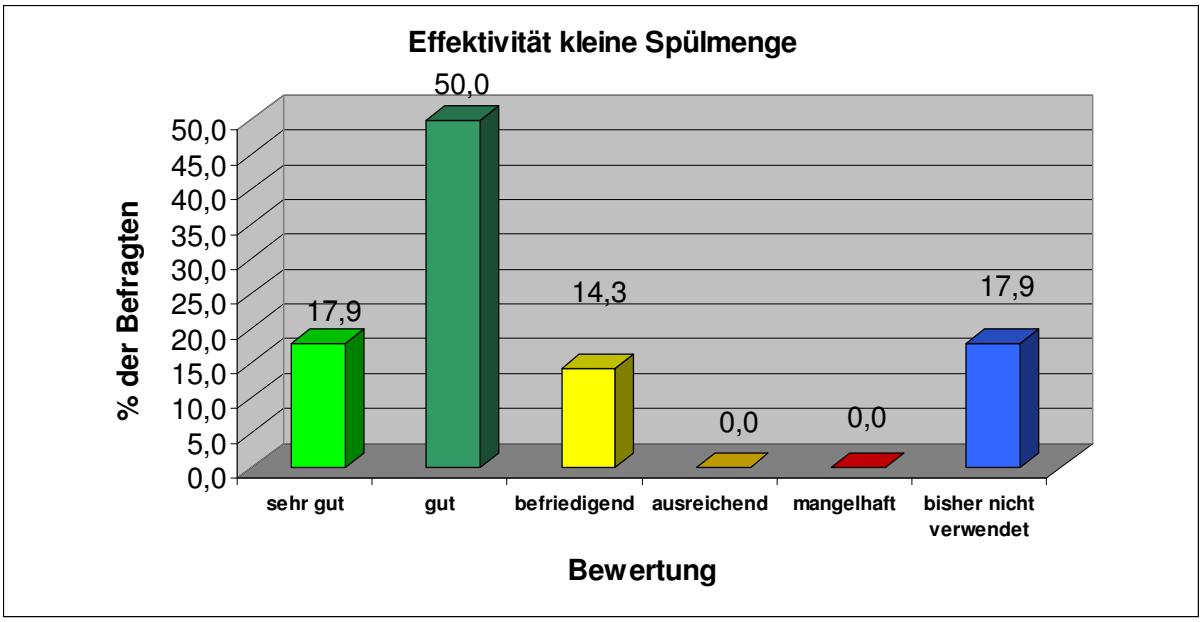


Abbildung 5: Wie effektiv arbeitet das WC mit kleiner Spülmenge?

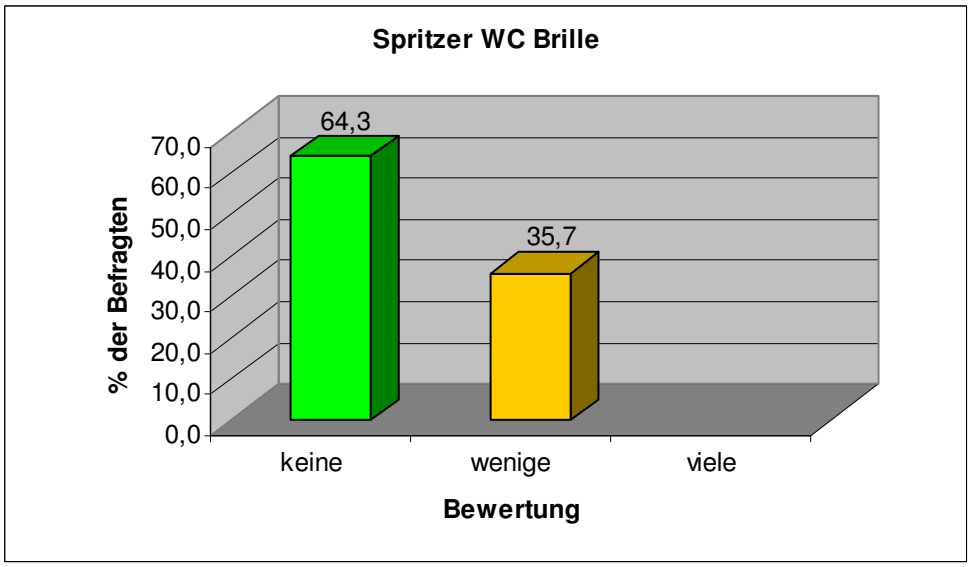


Abbildung 6: Kommt es zu Spritzern auf der WC- Brille durch den Spülvorgang?

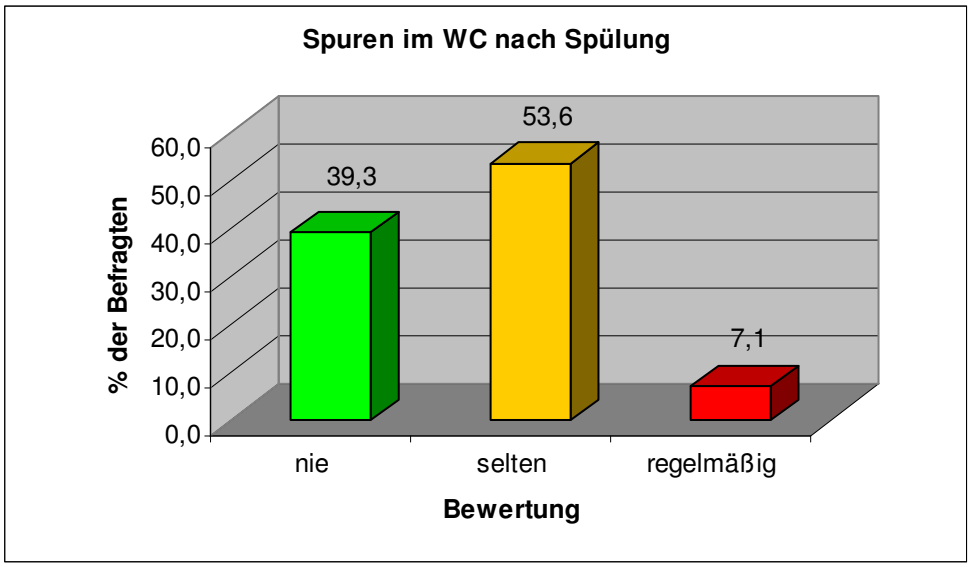


Abbildung 7: Verbleiben Spuren im WC nach der Spülung?

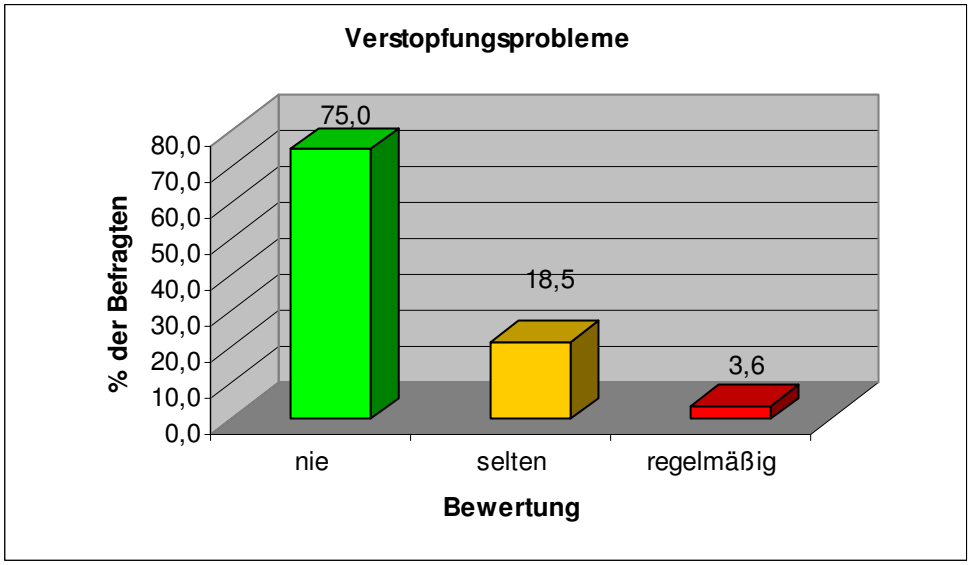


Abbildung 8: Kommt es zu Verstopfungsproblemen?

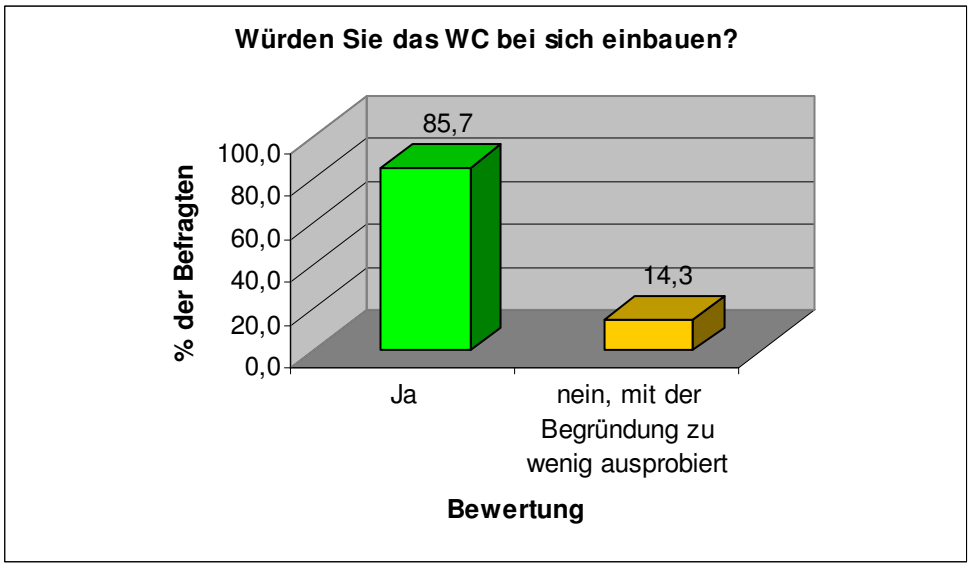


Abbildung 9: Würden Sie das Produkt bei sich einbauen?

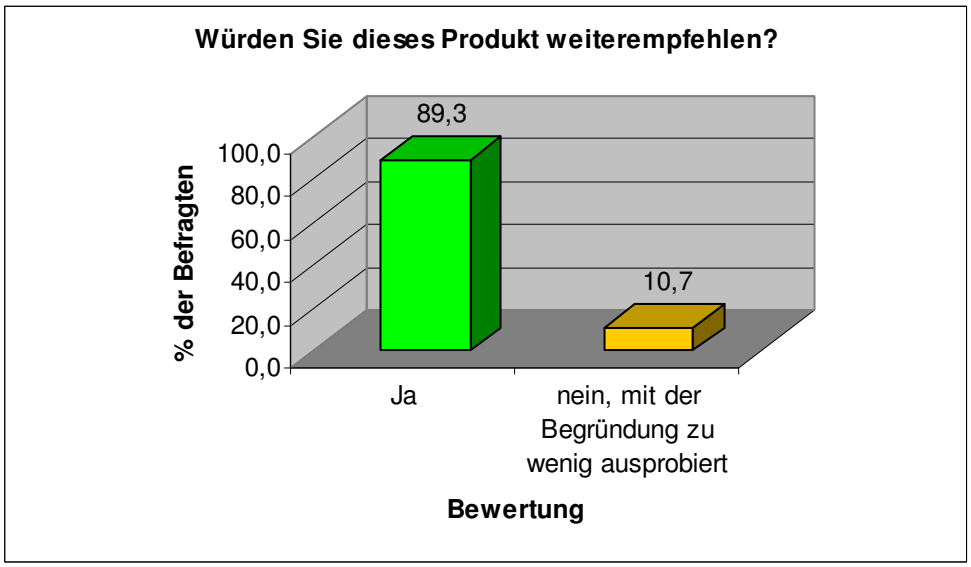


Abbildung 10: Würden Sie das ‚Produkt weiterempfehlen?

Zusammenfassend:

- Das 3,5l WC spült mit großer und kleiner Spülmenge gut.
- Es spritzt nicht und begünstigt Spurenbildung nicht (hier lässt sich noch Verbesserung durch Ausrüstung mit C+ erreichen)
- Es treten kaum Verstopfungsprobleme auf
- 90% der Befragten würden das WC bei sich einbauen und weiterempfehlen

Die unverbindlichen Verkaufspreise incl. MWST betragen für das GreenGain WC mit Sitz und Spülkasten 1038€ gegenüber 747€ für ein Wand WC Omnia Architectura mit Sitz

Geberit unter Putz Spülkasten und Bedienplatte. Der Mehrpreis resultiert aus dem aufwendigen Spülkasten. WC und Sitz sind preisgleich.

Urinale zielen von Gestaltung und Anmutung eher auf den Objektbereich. Die Funktion wird als gut bewertet, die Verwendung im Privathaushalt eher verneint.

Das Reinigungspersonal bemerkte keinen Unterschied des Reinigungsverhaltens der photokatalytisch-aktiven Oberfläche zu den Standard bzw. „active care“ Oberflächen.

6.4 Literaturverzeichnis

Cornel P., Weber B., Böhm H. R., Bieker S., Selz A. (2004): Semizentrale Wasserver- und Entsorgungssysteme – Eine Voraussetzung zur innerstädtischen Wasserwiederverwendung? Verein zur Förderung des Instituts WAR, Hrsg.: Wasserwiederverwendung – eine ökologische und ökonomische Notwendigkeit wasserwirtschaftlicher Planung weltweit? WAR Schriftenreihe Band 159, 17- 32, Darmstadt

Huber (2008): „Befragung zum ReUse-Konzept – Abwasser ist ein Wertstoff“, Informationsblatt der Hans Huber AG, Stand: Oktober 2008

Perez M. und Hartmann A. (2008): Abwasser-Recycling – Internationales Symposium in Braunschweig. KA – Abwasser, Abfall (55), Nr. 8, 839-841

Pistohl, W. (2007): Handbuch der Gebäudetechnik 1: Allgemeines / Sanitär / Elektro / Gas, Planungsgrundlagen und Beispiele, 6. Auflage, Werner Verlag, 752 S.

Rudolph K.-U. und Schäfer D. (2001): Untersuchung zum internationalen Stand und der Entwicklung Alternativer Wassersysteme. BMBF-Forschungsvorhaben Nr. 02 WA0074 Bonn, Karlsruhe, Witten

Rweq A. D., Krampe J., Steinmetz H. (2008): Dezentrale Abwasserreinigung in Ferienanlagen mit dem Ziel der Wasserwiederverwertung. GWF – Wasser, Abwasser (149), Nr. 13, 12-17

Wilderer P. und Paris S. (2001): Integrierte Ver- und Entsorgungssysteme für urbane Gebiete. Abschlussbericht 02WA0067 im Auftrag des BMBF, 2001

Entwicklung und Kombination von innovativen Systemkomponenten aus Verfahrenstechnik, Informationstechnologie und Keramik zu einer nachhaltigen Schlüsseltechnologie für Wasser- und Stoffkreisläufe

Abschlussbericht
Keramik

im Auftrag des

Projektträgers Forschungszentrum Karlsruhe

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH

Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (WTE)

Verfasser

Villeroy & Boch AG, Mettlach (FKZ: 02wd0685)
EnviroChemie GmbH, Roßdorf (FKZ: 02wd0686)
Technische Universität Kaiserslautern (FKZ: 02wd0683)
Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn (FKZ: 02wd0684)
ap system engineering, Roßdorf (FKZ: 02wd0682)
Fraunhofer Institut UMSICHT, Oberhausen (FKZ: 02wd0966)

August 2009

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS I

TABELLENVERZEICHNIS III

ABBILDUNGSVERZEICHNIS IV

7 KERAMIK 8

7.1 Keramische Entwicklung 8
7.1.1 Entwicklung von Oberflächen mit neuen Funktionseigenschaften anti-bakterieller bzw. antiviraler Wirkung 8
7.1.1.1 Stand des Wissenschaft und Technik Photokatalytisch aktive Beschichtungen 8
7.1.1.2 Silberionendotierte Beschichtungssysteme 9
7.1.1.3 Photokatalytische Beschichtungssysteme 14
7.1.1.4 Betriebsversuche und Tests am Pilotobjekt 26
7.1.1.5 Mikrobiologische Versuche am Hygieneinstitut Uni Bonn 26
7.1.2 Entwicklung von hochfesten VC- Basiswerkstoffen 37
7.1.2.1 Stand der Wissenschaft und Technik „Hochfeste VC- Werkstoffe“ 37
7.1.2.2 Versuche zur Entwicklung von hochfesten Basiswerkstoffen 41
7.1.3 Entwicklung von Leichtkeramiken 48
7.1.4 Produktionsversuche mit hochfesten VC- Basiswerkstoffen und Fertigungshilfsmitteln 50
7.1.4.1 Fertigung dünnwandiger WC im Gipsguss 50
7.1.4.2 Druckgussversuche mit hochfester Masse 54
7.1.4.3 Produktionsversuche zur Verbesserung der Verarbeitungseigenschaften der hochfesten Masse 56
7.1.5 Überprüfung zur Produktionsmachbarkeit und Montagesicherheit 57
7.1.5.1 Vereinfachte Spannungsanalyse an einer einfachen Geometrie 57
7.1.5.2 FEM- Simulation zur Spannungsoptimierung 60

7.2 Technische Entwicklung 65
7.2.1 Stand der Wissenschaft und Technik der WC- Spülung 65
7.2.2 Optimierungspotential einer herkömmliche Klosettanlage mit 6L Wasserspülung ..68
7.2.2.1 Optimierungspotential eines herkömmlichen WC’s mit 6L Spülmenge 68
7.2.2.2 Optimierungspotential einer herkömmliche Spülkasten mit 6L Wasserspülung 69

7.2.3 Optimierte Geometrie-Gesamtspülsysteme 70
7.2.4 Verhalten des optimierten Gesamtspülsystems in einer herkömmlichen Hausinstallation 73
7.2.5 Montage des 3,5 L WCs 77
7.2.6 Untersuchung wirksamer Trennsysteme 78
7.2.7 Spararmaturen 79

7.3 Bewertung des Entwicklungsergebnisses bzgl. Ressourcenersparnis 82
7.3.1 Spülwasserverbrauch 82
7.3.2 Rohstoff- und Energieeinsatz in der Produktion 83

LITERATURVERZEICHNIS 85

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Überblick über die verwendeten Chemikalien und deren Abkürzungen. 9

Tabelle 2: Silberdotierte Systeme: Übersicht der unterschiedlichen Proben mit Beschreibung des Basis-Systems, Art und Konzentration der Partikel.....10

Tabelle 3: Photokatalytische Systeme: Übersicht der unterschiedlichen Proben mit Beschreibung des Basis-Systems, Art und Konzentration der Partikel.....14

Tabelle 4: Übersicht der unterschiedlichen Proben mit Angabe der Bezeichnung, der Konzentration an SiO_2 sowie an TiO_2. 15

Tabelle 5: Chemische Kenngrößen des Trinkwassers im Hygiene-Institut der Uni Bonn 27

Tabelle 6: Zusammenfassende Darstellung der biofilmhemmenden Eigenschaft der überprüften Testchargen nach 40tägiger (40 d) und 140tägiger (140 d) Inkubation im wasserdurchströmten System 31

Tabelle 7: Zusammenfassende Darstellung der antibakteriellen Wirksamkeit der keramischen Oberflächen gegenüber *E. coli* und *S. aureus* (Testmodell 2). ++: Reduktion >3 log_{10}, +: Reduktion >1 log_{10}, -: Reduktion <1 log_{10}.....32

Tabelle 8: Versatzmodifikation zur Festigkeitserhöhung 42

Tabelle 9: Kennwerte FC+ 47

Tabelle 10 Vergleich der Kennwerte WC- Druckguss und Leichtkeramik 50

Tabelle 11: Vergleich der Wandstärken von WC aus Standard- Werkstoff und hochfestem Werkstoff.....51

Tabelle 12: Ergebnisse der Maßkontrolle 52

Tabelle 13: Produktionsversuche zur Erhöhung der Produktionssicherheit von Teilen aus hochfester Masse.....56

Tabelle 14: Messung der thermischen Eigenschaften der Masse vom IKTS - (Dynamische Differenzkalorimetrie (DSC) und die Laser-Flash-Analyse (LFA) sind dafür verwendet worden.....61

Tabelle 15: Verminderung des Trinkwasserverbrauchs durch wassersparende WC 83

Tabelle 16: Wirtschaftliche Aspekte in der Fertigung aus den Ergebnissen „Keramik“ 84

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Biofilmbildung auf silberdotierten Sol- Gel- Beschichtungen auf Substraten aus Sanitärglasur 12

Abbildung 2: Wirksamkeitstest an Probe SWO10, SWO005; Bakterienkolonien auf Nährboden 13

Abbildung 3: Silberdotierte Proben 0, 1, 2, 3 im L*a*b*-Farbsystem 13

Abbildung 4: Abhängigkeit des Kontaktwinkels der Beschichtungen von der Konzentration der TiO_2 Partikel 16

Abbildung 5: Murexid-Farbstofftest 17

Abbildung 6: Drop Shape Analysis System, DSA 10 18

Abbildung 7: Erichsen Co. Testing Equipment 494 18

Abbildung 8: Wasserkontaktwinkel 19

Abbildung 9: Oberflächenenergie 19

Abbildung 10: Wasserkontaktwinkel nach Scheuertest 19

Abbildung 11: I_1 mit Wasserkontaktwinkel= 18° 19

Abbildung 12: Wasserkontaktwinkel nach Plasmavorbehandlung 20

Abbildung 13: Wassertropfen auf unbeschichteter Fliese. Die unbeschichteten Fliesen zeigen einen Kontaktwinkel gegenüber Wasser von 39,1 ° ± 4,1 ° 20

Abbildung 14: Wassertropfen auf unbeschichteter Fliese nach UV-Behandlung (15 min 773 W/m^2). Es ergibt sich keine Änderung im Kontaktwinkel. 21

Abbildung 15: Beschichtete Fliese mit Beschichtungssystem S1 vor (linkes Bild) und nach (rechtes Bild) UV-Aktivierung. 21

Abbildung 16: Mit Beschichtungssystem I1 beschichtete Fliese vor (linkes Bild) und nach (rechtes Bild) UV-Aktivierung. 22

Abbildung 17: Beschichtete und aktivierte Fliese mit Beschmutzung (links). Im rechten Teil des Bildes wurde die Beschmutzung nach einer Einwirkzeit von 1 h abgewischt. 22

Abbildung 18: Verschmutzte Fliese nach zusätzlicher UV-Bestrahlung. 23

Abbildung 19: Kontaktwinkel von beschichteten und belichteten Fliesen nach Lagerung im Dunkeln bzw. im Hellen. 23

Abbildung 20: Kontaktwinkel einer beschichteten Probe bei Außenbewitterung. Zu Beginn der Bewitterung war die Beschichtung nicht aktiviert 24

Abbildung 21: Wasserkontaktwinkel 25

Abbildung 22: Oberflächenenergie 25

Abbildung 23: Wasserkontaktwinkel nach Scheuertest 25

Abbildung 24: Testmodell zur Darstellung der antibakteriellen Wirksamkeit von Materialoberflächen in trinkwasserdurchströmten Systemen. 27

Abbildung 25: Testmodell zur Darstellung der antibakteriellen Wirksamkeit im Laborversuch nach Laborstandard Bonn (SOP 120). 29

Abbildung 26: Testmodell zur Darstellung der antibakteriellen Wirksamkeit im Laborversuch nach modifizierter Japanischer Methode (JIS Z 2801:2000). 30

Abbildung 27: Zusammenfassende Darstellung der antibakteriellen Wirkung als log_{10}-Reduktion von *E. coli* ATCC 12435 im Vergleich zur Ausgangskontamination der überprüften Sanitärbeschichtungen und der jeweiligen Kontrolle im Fraunhofer-Institut. 34

Abbildung 28: Zusammenfassung der mechanischen und chemischen Werkstoffparameter 44

Abbildung 29: VC-Werkstoff Spodumen/Nephelin mit 10 % TE – Brenntemperatur 1220 °C 45

Abbildung 30: Zugfestigkeit der Standartwerkstoffe und der neu entwickelten hochfesten Masse 46

Abbildung 31: Kerbschlagfestigkeit....46

Abbildung 32: Plastizität 47

Abbildung 33: Mögliche Wandstärkenreduzierung durch Verwendung hochfeste Masse ..48

Abbildung 34: Korngrößenverteilung der keramischen Hohlkörper und des WC-Druckgussschlickers 49

Abbildung 35: Versuchsgießanlage für Gießversuche....50

Abbildung 36: Messpunkte am WC zur Überprüfung der Normkonformität....52

Abbildung 37: Schematische Darstellung des Belastungsversuches 53

Abbildung 38: Produktionsgipsgussanlage 54

Abbildung 39: Groß WC 6722 aus Batteriegussfertigung 54

Abbildung 40: Dreifachform auf Waschtischpresse 55

Abbildung 41: Probestücke nach dem Ausformen....55

Abbildung 42: Probestücke bei der Grünbearbeitung 56

Abbildung 43: thermische Ausdehnung der Standard Keramik, der hochfesten Keramik und der Standard Glasur (gemessen mit dem Dilatometer DIL 402 PC der Fa. Netzsch)....58

Abbildung 44: glasierte Probe im Fleximeter 59

Abbildung 45 Analyse der gemessenen Krümmungskurven 59

Abbildung 46: Entwicklung der Spannungen während des Brennprozesses....59

Abbildung 47: Messung der E-Modul in Abhängigkeit der Temperatur mit der DMA 242 C - Dynamisch-mechanischer Analysator der Fa. Netzsch. 60

Abbildung 48: 3D CAD_Modell einer Stegerprobe in NX6 62

Abbildung 49: Ergebnisse der Temperatursimulation nach 540 Minuten (Ende der Abkühlung) mit dem Software NX-Nastran 62

Abbildung 50: Normal Spannung in Richtung X nach 540 Minuten mit dem Software NX-Nastran. Die Glasur ist in Blau dargestellt (Druckspannung) 63

Abbildung 51: maximale Normalspannungen unter die Schwerkraft des sparWCs Omnia Architectura GreenGain (Links) und des Standard WC SUBWAY (Rechts) 64

Abbildung 52: maximale Normalspannungen unter 400Kg (Norm EN997) des an die Wand befestigte sparWCs Omnia Architectura GreenGain. 65

Abbildung 53: Schematische Darstellung des Prinzips einer Toilettenspülung 68

Abbildung 54: Analyse der Simulation der Spülung eines WCs mit herkömmlichem Wasserverteiler 69

Abbildung 55 Messung der Entleerungsgeschwindigkeit eines Standard-WCs mit Standard Wasserkasten 70

Abbildung 56 Simulation der Entleerung eines Standard Wasserkastens. Das Wasser ist in rot und die Luft in blau dargestellt. Bei t=5,5s sieht man wie die Luft gesaugt wird. Das restliche Wasser wird nicht mehr effektiv bei der Spülung beitragen. 70

Abbildung 57: Skizze eines WC mit drei Zuläufen 71

Abbildung 58: Simulation der WC-Spülung mit senkrechtem Wasserverteiler (Links) und Waagerechter Wasserverteiler (Rechts) 71

Abbildung 59: Spülstrom in Abhängigkeit der Zeit während die Entleerung der optimierte Spülkasten (im blau) gegenüber einer Standardwasserkasten (in rot) 72

Abbildung 60: Simulation der Spülkasten Entleerung mit senkrechter Wasserverteiler (Links) und Waagerechter Wasserverteiler (Rechts) 72

Abbildung 61: Spülergebnisse des optimierten WC mit 3,5L Spülmenge statt 6L. 73

Abbildung 62: Skizze der Modell Hauswasserinstallation in FH Steinfurt zur Prüfung der Schwemmstrecke 74

Abbildung 63: Ergebnisse der Spülversuche zur Untersuchung des Schwemmverhaltens ohne Wasserüberlagerung 75

Abbildung 64: Ergebnisse der Spülversuche zur Untersuchung des Schwemmverhaltens mit Wasserüberlagerung 76

Abbildung 65: Bemessung der Sammelleitung in einem Einfamilienhaus (Links) und Ermittlung des Spitzenabflusses (Rechts) 77

Abbildung 66: Montage des Spar-WC 77

Abbildung 67: Skizze (Links) und Foto (Rechts) des Spar-WCs mit endgültigem Design .. 78

Abbildung 68 Separationstoilette 78

Abbildung 69: Wasserspararmatur mit Durchfluss- und Temperaturbegrenzung 79

Abbildung 70: Kostenvergleich Standard- & Spararmatur 80
Abbildung 71: Kostenvergleich nach Aufwand & Verbrauch 81
Abbildung 72: Gesamt Verbrauch in einem Haus mit verschiedenen Armaturen 82
Abbildung 73: Stand- WC- Kombi aus hochfester Masse 83

7 Keramik

7.1 Keramische Entwicklung

7.1.1 Entwicklung von Oberflächen mit neuen Funktionseigenschaften antibakterieller bzw. antiviraler Wirkung

7.1.1.1 Stand des Wissenschaft und Technik Photokatalytisch aktive Beschichtungen

Schon Anfang der dreißiger Jahre wurde über das Ausbleichen von Farben auf der Basis von TiO_2 unter Sonneneinstrahlung berichtet [1], welches erst in den fünfziger Jahren unter anderem von Jacobson systematisch untersucht wurde [2]. Grundlegende Arbeiten über den Abbau organischer Verbindungen wurden von Bard [3] durchgeführt. In den darauf folgenden Jahren wurde der Abbau einer Vielzahl von umweltrelevanten Verbindungen mit TiO_2 beschrieben [4, 5, 6, 7]. Eine Oberfläche, die TiO_2 enthält, zeichnet sich durch eine Leitfähigkeit aus, die durch Licht angeregt werden kann. TiO_2 in seiner tetragonalen Modifikation Anatas ist dabei ein Halbleiter, dessen Bandabstand bei ca. Eg = 3,1 eV liegt. Wenn nun Tageslicht oder UV-Kunstlicht mit einer Wellenlänge < 385nm auf dieses Substrat fällt, reagieren die TiO_2-Partikel mit der Luftfeuchtigkeit und es entstehen sogenannte OH°-Radikale, die über ein sehr hohes Oxidationspotential verfügen. Dabei werden alle organischen Schadstoffmoleküle in Gegenwart von Luftsauerstoff vollständig oxidiert, d.h., es findet eine Verbrennungsreaktion unter Bildung von Kohlendioxid, Wasser und ggf. weiteren mineralischen, ungiftigen Produkten statt.

Das TiO_2 in seiner Anatas-Modifikation im Speziellen auch antibakteriell wirkt, ist seit den Arbeiten von Fujishima und Mitarbeitern [8] ein akzeptiertes Forschungsgebiet und wird in allen Nachfolgearbeiten so zitiert. Diese Aussage gilt vor allem für Untersuchungen in Lösung. Hier wurde in den letzten Jahren die antibakterielle Wirkung von einer Vielzahl von Forschungsgruppen eindeutig bestätigt [9, 10, 11, 12, 13, 14]. Dabei wurden unterschiedliche Wege verfolgt. Zum Beispiel setzte man die bakterienhaltigen Proben einer TiO_2 Suspension zu oder die Bakterien wurden auf TiO_2 beschichteten Gläsern bzw. Keramiken aufgebracht. Anschließend erfolgte eine Bestrahlung mit UV-Licht.

Untersucht wurden diverse Arten von Mikroorganismen, sehr häufig Escherichia Coli [12, 13,17] aber auch andere Bakterien wie Pseudomonas aerugiosa [18, 19], Lactobacillus-Arten [20], Micrococcus luteus [15, 21], Bacillus subtilis [21] und Proteus mirabilis [22]. Eine Reduktion der Zellzahlen bei Einsatz von Titandioxid und UV-Licht konnte in allen Arbeiten erreicht werden.

Desweiteren gibt es eine Vielzahl von Untersuchungen zur Entgiftung schadstoffbelasteter AB- und Grundwässer [8, 23, 24, 25, 26, 27]. Bei der Entgiftung von kontaminierten Wässern setzt man zunächst den Photokatalysator dem zu reinigenden Wasser als Pulver zu und bestrahlt mit künstlichen Lichtquellen bzw. nutzt die solare Energie. Obwohl die Reinigung nicht zu stark verunreinigter Wässer mit hoher Ausbeute erfolgte, ergab sich die Schwierigkeit, die photokatalytisch wirksamen Pigmente nach dem Reinigungsprozess wieder abzutrennen. Damit war zwangsläufig der zweite Weg gegeben: Immobilisierung der photokatalytisch aktiven Pigmente. Zunächst wurden vor allem Glas, Kunststoffe, später auch Betone als Grundlage für photokatalytisch aktive Schichten verwendet. Letzteres mit mäßigem Erfolg [28]. Durchgesetzt hat sich ein Dünnfilm-Festbettreaktor, bei dem das

kontaminierte Wasser in einem dünnen Film, der ausreichend Sauerstoffeintrag gewährleisten soll, über eine TiO_2 beschichtete Platte aus Glas oder Kunststoff geleitet wird. Die katalytisch aktive Platte wird UV-Strahlung ausgesetzt, wobei die umweltrelevanten Verbindungen (halogenierte Kohlenwasserstoffe, Phenole, Pflanzenschutzmittel, Schwefelverbindungen, Farbstoffe, Polymere usw.) mit guten bis sehr guten Abbauraten mineralisiert, d.h. bis zur anorganisch mineralischen Stufe (CO_2, H_2O/Mineralsäure), abgebaut werden. Die Laborexperimente zur solarkatalytischen Wasserreinigung sind inzwischen über den Technikumsversuch in industriell nutzbare Pilotanlagen (Almeria/Spanien [29] und Tunesien [30]) überführt worden.

7.1.1.2 Silberionendotierte Beschichtungssysteme

7.1.1.2.1 Experimentelles

Im Projektrahmen wurden unterschiedliche anorganische Silber-Salze bzw. Modifizierungen hiervon in unterschiedlichen Konzentrationen in verschiedene Beschichtungs-Matrizes eingebaut und zur weiteren Charakterisierung an das Bonner Hygiene Institut gesendet. Hierbei zeigten die Schichten mit der Bezeichnung „K6 ZX“, „K6 T10“ und „CA5“ die besten Ergebnisse hinsichtlich einer antimikrobiellen Wirkung. Mit allen drei Proben konnte eine vollständige Reduktion des verwendeten Teststammes Escherichia Coli (ATCC 11229) erreicht werden. Auch bei den Untersuchungen zur Unterdrückung der Ausbildung eines Biofilmes auf den beschichteten Fliesen zeigten die drei Beschichtungen die beste Wirkung (siehe 7.1.1.5).

Zur Kontrolle der Langzeitwirkung wurden wiederum Testchargen dieser wirksam beurteilten Proben („K6 ZX“, „K6 T10“ und „CA5“) sowie weitere Modifikationen hergestellt und entsprechende Tests auf antimikrobielle Wirkung durchgeführt.

7.1.1.2.2 Verwendete Chemikalien

In der folgenden Tabelle sind die zur Synthese der Schichtsysteme verwendeten Ausgangssubstanzen –Basis-Sol, Silberhaltiges Additiv und Modifizierer- sowie die entsprechenden, im Bericht verwendeten Abkürzungen aufgelistet.

Tabelle 1: Überblick über die verwendeten Chemikalien und deren Abkürzungen.

Name	**Abkürzung / Bezeichnung**
Zeolith Pulver mit AgCl-Belegung	Z
TiO_2 Pulver mit AgCl Belegung	T
Al_2O_3 Pulver mit $AgNO_3$	A
Silikatische Beschichtung (Hochtemperatur)	K6
Silikatische Beschichtung (Niedertemperatur)	C
Di-Amino-Silan	

7.1.1.2.3 Variation des Di-Amin-Silan Gehaltes

Damit eine ausreichende Langzeitwirkung gewährleistet ist, müssen die Silber-Ionen derart an die ausgewählten Partikel angebunden sein, dass eine stetige Abgabe von Ionen während der gesamten Lebensdauer der Keramik erfolgt. Wie im ersten Zwischenbericht beschrieben, wurde versucht, die verschiedenen Silber-Ionen mit Di-Amino Silan zum einen an die Matrix sowie an die Trägerpartikel Al_2O_3 zu binden. In den neuen Versuchsreihen wurde neben den bisher eingesetzten Schichten noch versucht, durch Variation des Gehaltes des Amin-Silanes den Einfluss der Konzentration des Silanes auf die Langzeitwirkung zu ermitteln.

Hierzu wurde den einzelnen Suspensionen Di-Amino-Silan in den Konzentrationen (5 % Gew. %, 7,5 Gew. % und 10 Gew. %) zugegeben und bei einer Temperatur von 60°C für 3 h unter Rückfluss stark gerührt. Dies wurde bei den Schichten mit der Bezeichnung „K6 ZX“, „K6 T10“ und „CA5“ durchgeführt.

7.1.1.2.4 Herstellung der Sole und keramischen Glasuren zur Beschichtung

Sole:

Mit den oben beschriebenen Suspensionen wurden Sprühbeschichtungslacke mit unterschiedlichen Konzentrationen an Di-Amin-Silan hergestellt. Als Basis für die Beschichtungen dienten wiederum zwei unterschiedliche silikatische Basislacke der Fa. inomat GmbH. Zum einen das System ino®dur K6, wobei es sich hier um eine anorganische glasartige Beschichtung handelt, die bei einer Temperatur von 500 °C verdichtet wird. Zum anderen das Beschichtungssystem ino®dur C, welches sich aufgrund seiner organisch-anorganischen Matrix durch eine hohe mechanische und chemische Beständigkeit auch bei niederen Verdichtungstemperaturen (< 200°C) auszeichnet.

Keramische Glasuren:

Alternativ zu silberhaltigen Sol-Gel-Beschichtungen auf der Standardglasur wurden keramische Glasuren direkt mit Silberionen dotiert. Zu einem Standardversatz der Sanitärfarbe „weiss alpin“ (Ton, Feldspat, Kreide, Quarz, Trübungsmittel) wurde das silberhaltige anorganische Salz in verschiedenen Gewichtsanteilen zugefügt. Anschließend wurde der Versatz aufgemahlen, mit Binde- und Thixotropierungsmitteln versehen und analog zum etablierten Prozess weiterverarbeitet: Spritzglasieren auf Weiss-Scherben, Trocknen und Brennen.

Die sich daraus ergebenden Proben und deren Bezeichnung sind in der nachfolgenden Tabelle aufgelistet.

Tabelle 2: Silberdotierte Systeme:
Übersicht der unterschiedlichen Proben mit Beschreibung des Basis-Systems, Art und Konzentration der Partikel

Proben-Bezeichnung	Beschichtungsart
CA	SiO_2 System (Einbrand bei 200 °C und 450 °C); Einbau von Al_2O_3 Partikeln mit Silberdotierung ($AgNO_3$); **5 Gew. %** (Partikelkonzentration)

CT5	SiO_2 System (Einbrand bei 200 °C und 450 °C); Einbau von Perstorp Partikel auf TiO_2 Basis mit Silberdotierung (AgCl); **5 Gew. %** (Partikelkonzentration)
CZ10	SiO_2 System (Einbrand bei 200 °C und 450 °C); Einbau von Perstorp Partikel auf Zeolith Basis mit Silberdotierung (AgCl); **10 Gew. %** (Partikelkonzentration)
K6ZX	SiO_2 System (Einbrand 500 °C); Einbau von Perstorp Partikel auf Zeolith Basis mit Silberdotierung (AgCl); **7,5 Gew. %** (Partikelkonzentration)
K6T10	SiO_2 System (Einbrand bei 500 °C); Einbau von Perstorp Partikel auf TiO_2 Basis mit Silberdotierung (AgCl); **10 Gew. %** (Partikelkonzentration)
K6Z10	SiO_2 System (Einbrand 500 °C); Einbau von Perstorp Partikel auf Zeolith Basis mit Silberdotierung (AgCl); **10 Gew. %** (Partikelkonzentration)
CA50	SiO_2 System (Einbrand bei 200 °C); Einbau von Al_2O_3 Partikeln mit Silberdotierung ($AgNO_3$); **2,5 Gew. %** (Partikelkonzentration)
CA30	SiO_2 System (Einbrand bei 200 °C); Einbau von Al_2O_3 Partikeln mit Silberdotierung ($AgNO_3$); **3 Gew. %** (Partikelkonzentration)
K6/T1	SiO_2 System (Einbrand bei 500 °C); Einbau von Perstorp Partikel auf TiO_2 Basis mit Silberdotierung (AgCl); **1 Gew. %** (Partikelkonzentration)
K6/Z1	SiO_2 System (Einbrand 500 °C); Einbau von Perstorp Partikel auf Zeolith Basis Silberdotierung (AgCl); **1 Gew. %** (Partikelkonzentration)
CA400Z3	SiO_2 System (Einbrand bei 200 °C); Einbau von Al_2O_3 Partikeln mit Silberdotierung ($AgNO_3$) **5 Gew. %** und Zeollith Partikel der Fa. Perstorp **3 Gew. %** (Partikelkonzentration)
CA400T3	SiO_2 System (Einbrand bei 200 °C); Einbau von Al_2O_3 Partikeln mit Silberdotierung ($AgNO_3$) **5 Gew. %** und TiO_2 Partikel der Fa. Perstorp **3 Gew. %** (Partikelkonzentration)
K6ZIII	SiO_2 System (Einbrand 500 °C); Einbau von Perstorp Partikeln auf Zeolith Basis mit Silberdotierung (AgCl); 3,5 **Gew. %** (Partikelkonzentration)
SWO10	silberdotierte Glasur; Silberadditiv „SW“; 1,0 Gew.%
SWO005	silberdotierte Glasur; Silberadditiv „SW“; 0,5 Gew.%
9,6x2	silberdotierte Glasur; Silberadditiv „AC“, 0,6x2 Gew.%
9,6x4	silberdotierte Glasur; Silberadditiv „AC“, 0,6x4 Gew.%
9,6xSTD	silberdotierte Glasur; Silberadditiv „AC“, 0,6 Gew.%
9,6x8	silberdotierte Glasur; Silberadditiv „AC“, 0,6x8 Gew.%
0	silberdotierte Glasur; Silberadditiv „AC“, 0,6 Gew.%
1	silberdotierte Glasur; Silberadditiv „AC“, 0,6x2 Gew.%
2	silberdotierte Glasur; Silberadditiv „AC“, 0,6x4 Gew.%
3	silberdotierte Glasur; Silberadditiv „AC“, 0,6x8 Gew.%

7.1.1.2.5 Beschichtung der Keramik-Proben

Alle Substrate wurden vor dem Beschichtungsvorgang mit 2-Propanol gereinigt. Die Proben wurden durch Spritzlackieren beschichtet. Die dabei erreichten Filmdicken nach Aushärtung lagen je nach Material zwischen 5 und 15 µm. Die Schichten wurden im Umlufttrockenschrank bei einer Temperatur von 120 °C für jeweils 10 min vorgetrocknet und dann anschließend im Falle der Beschichtung inodur® K6 bei 500 °C für 15 Minuten und im Falle der Beschichtungen inodur® C bei 160 °C für 30 Minuten ausgehärtet.

Die Herstellung der silberdotierten Glasuren erfolgte analog zu den Standard-Sanitärglasuren mittels Spritzapplikation auf getrocknete Sanitärteile und anschließendem Einbrand im Tunnelofen.

7.1.1.2.6 Charakterisierung

Diese Proben wurden zur weiteren Charakterisierung an das Bonner Hygiene Institut gesendet, wo die anti-bakterielle bzw. biozide Wirkung der dotierten Oberflächen bestimmt und zusätzlich der Einfluss auf die sogenannte Biofilmbildung ermittelt wurde (siehe 7.1.1.5). Das nachfolgende Übersichtsdiagramm zeigt einige Ergebnisse.

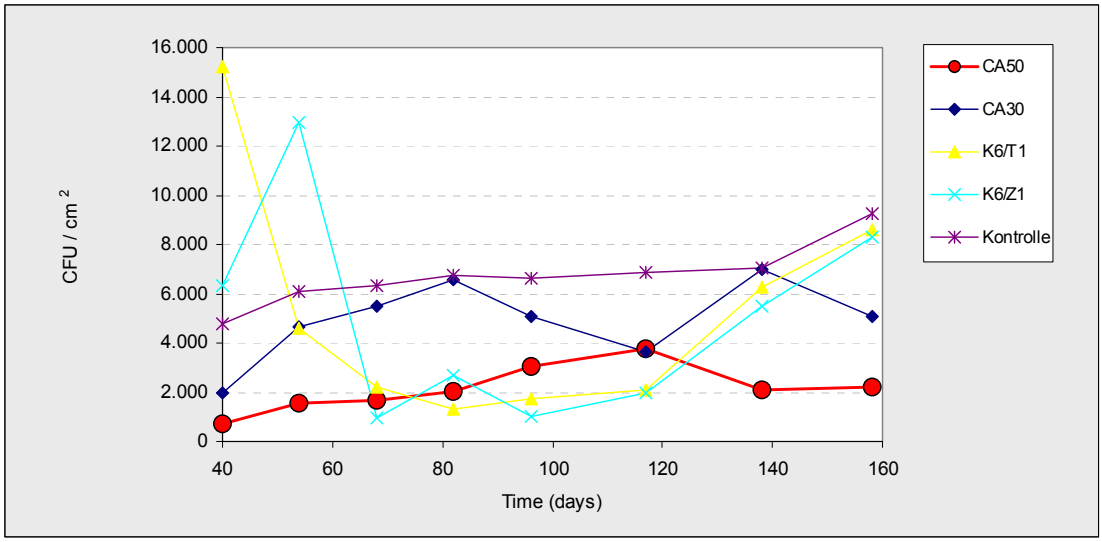


Abbildung 1: Biofilmbildung auf silberdotierten Sol- Gel- Beschichtungen auf Substraten aus Sanitärglasur

Im Fall der Proben SWO10, SWO005 wurde das Silberadditiv eines kommerziellen Anbieters verwendet und Probestücke derselben Charge parallel zum Anbieter und dem Projektpartner Hygieneinstitut Bonn zu Testzwecken versendet. Die Muster enthielten 0,5% bzw. 1,0% Additiv und wurden mit folgenden Mikroorganismen geprüft:

E.coli Konzentration 10exp(4)

S.aureus Konzentration 10exp(4)

Zu Beginn des Experiments, nach 3 Stunden und nach 6 Stunden wurde 20 µl auf eine gedrittelte Platte mit Nährboden (siehe Abbildung 2) ausgerichtet und 24 Stunden bebrütet.

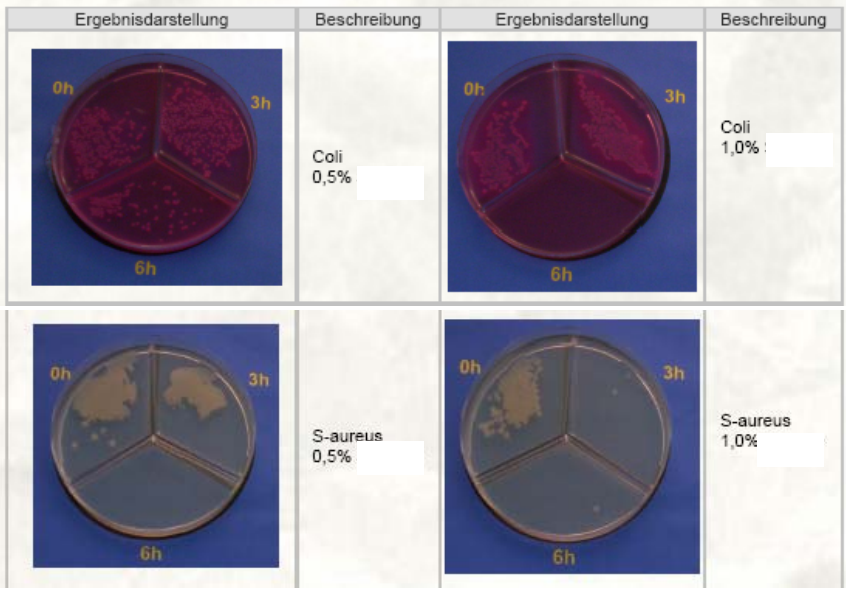


Abbildung 2: Wirksamkeitstest an Probe SWO10, SWO005; Bakterienkolonien auf Nährboden

Während der Hersteller eine antibakterielle Wirksamkeit nach 6 Stunden nachwies, konnte die Universität Bonn keine antibakterielle Wirkung feststellen (siehe 7.1.1.5).

7.1.1.2.6.1 Farbmessungen

Die Ergebnisse der Farbmessungen im L*a*b*-Farbsystem an den silberdotierten Proben (0, 1, 2, 3) sind in Abbildung 3 dargestellt. Im Vergleich zum V&B-Weiss-Standard weichen die Proben sowohl im L, als auch a,b-Wert ab.

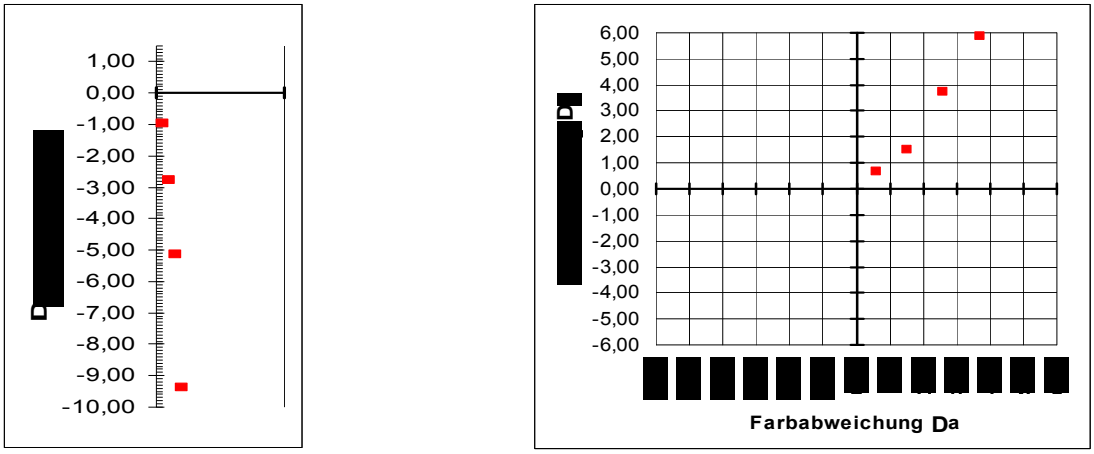


Abbildung 3: Silberdotierte Proben 0, 1, 2, 3 im L*a*b*-Farbsystem

7.1.1.2.7 Siloxan-Beschichtungen

Alternativ zu silberhaltigen Beschichtungen wurde eine Siloxan-Beschichtung hergestellt und auf anti-mikrobielle Wirksamkeit getestet. Gemäß Herstellerangaben dieser speziellen Precursor soll die anti-bakterielle Wirkung durch eine spezifische Wechselwirkung der molekularen Struktur (Konformations-Isomere) der Beschichtung mit der Zellmembran des Bakteriums entstehen. Hierzu wurde eine Precursor-Lösung angesetzt, mit sauren Katalysator (verdünnte Chlorwasserstoff-Säure) versehen und mittels Spritzapplikation auf Standard-Weissglasur aufgetragen. Die thermische Nachbehandlung erfolgte im Trockenschrank bei <250°C. Die antibakterielle Wirksamkeit wurde im Hygieneinstitut Bonn überprüft (siehe 7.1.1.5).

7.1.1.3 Photokatalytische Beschichtungssysteme

7.1.1.3.1 Experimentelles

Auf Basis der oben beschriebenen Sol-Gel-Systeme wurden Schichten mit Titandioxidpartikeln hergestellt und die erwartete photokatalytische Wirkung mit verschiedenen Methoden ermittelt (Kontaktwinkelmessungen, Beständigkeit, anti-mikrobielle Wirksamkeit usw.; siehe unten).

Hierbei wurden folgende Basissysteme ausgewählt:

Basis „K6“ – Anorganische glasartige Matrix auf Gelbasis SiO_2/TiO_2

Basis „T“ – reine TiO_2 Beschichtung

Tabelle 3: Photokatalytische Systeme:
Übersicht der unterschiedlichen Proben mit Beschreibung des Basis-Systems, Art und Konzentration der Partikel

Proben-Bezeichnung	Beschichtungsart	TiO_2
nb 25.1	photokatalytisches SiO_2 System; Einbrand 200 °C, 50 Gew. % TiO_2	„UV 100“; Pulver Fa. Sachtleben
nb.25.2	photokatalytisches SiO_2 System; Einbrand 200 °C, 55 Gew. % TiO_2	„UV 100“; Pulver Fa. Sachtleben
GW 70/3	photokatalytisches SiO_2 System; Einbrand 200 °C, 60 Gew. % TiO_2	inomat GmbH
GW 80/0.5	photokatalytisches SiO_2 System; Einbrand 200 °C, 70 Gew. % TiO_2	inomat GmbH
S_1	silikatische Beschichtung (Hochtemperatur); ino®dur GW 80	„UV 100“; Pulver Fa. Sachtleben
I_1	silikatische Beschichtung (Hochtemperatur);	inomat GmbH; TiO_2 Partikel in

Proben-Bezeichnung	Beschichtungsart	TiO_2
	ino®dur GW 80	alkoholischer Lösung

7.1.1.3.2 Synthese der Sol-Gel Beschichtungs-Systeme

7.1.1.3.2.1 Herstellung der Beschichtung S1

Unter Verwendung einer Perlmühle wurde das TiO_2-Pulver der Firma Sachtleben in iso-Propanol dispergiert und somit eine Paste mit einem Feststoffgehalt von 50 Gew. % hergestellt. Zu Beginn der Untersuchungen wurde die Paste in unterschiedlichen Gehalten zu dem Grundlack GW 80 hinzu gegeben. Dieses rein silikatische Beschichtungssystem wurde aus den Silanen Methyltriethoxysilan, Tetraethoxysilan und Aminosilan synthetisiert. Mit diesen beiden Ausgangssubstanzen wurden Sprühbeschichtungslacke mit unterschiedlichen Konzentrationen an TiO_2 Pulver hergestellt.

Die sich daraus ergebenden Proben und deren Bezeichnung sind in der nachfolgenden Tabelle aufgelistet.

Tabelle 4: Übersicht der unterschiedlichen Proben mit Angabe der Bezeichnung, der Konzentration an SiO_2 sowie an TiO_2.

Probenbezeichnung	Konzentration SiO_2	Konzentration TiO_2
S1- 30	70 Gew. %	30 Gew. %
S1-40	60 Gew. %	40 Gew. %
S1-50	50 Gew. %	50 Gew. %
S1-60	40 Gew. %	60 Gew. %
S1-65	35 Gew. %	65 Gew. %
S1-70	30 Gew. %	70 Gew. %

7.1.1.3.2.2 Herstellung der Beschichtung I1

Im Gegensatz zur der Beschichtung S1 wurden bei den Beschichtungslösungen „I_1“ TiO_2-Partikel während der Lacksynthese in Lösung hergestellt. Hierzu wurde Tetrabutylorthotitanat unter Verwendung von Salpetersäure stabilisiert und unter Zutropfen von Wasser hydrolysiert. Die so entstandene Suspension aus TiO_2-Partikel wurde anschließend zu dem silikatischen Beschichtungssol GW 80 hinzugetropft. Der maximale Anteil an TiO_2-Partikel lag hierbei bei 61 Gew. %.

7.1.1.3.2.3 Optimierung der TiO_2-Partikelkonzentration

Um ein optimales Verhältnis zwischen der Konzentration der TiO_2-Partikel (UV 100, Fa. Sachtleben) und der SiO_2-Matrix hinsichtlich der photokatalytischen Wirkung und der mechanischen und chemischen Beständigkeit zu erzielen, wurde nach einer

Grundaktivierung zum einen die photokatalytische Wirkung mit Hilfe eines Kontaktwinkel-Messgerätes und zum anderen die chemische Beständigkeit durch Auslagerung in 0,1 molarer NaOH-Lösung bei Raumtemperatur für 24 h bestimmt. In der nachfolgenden Abbildung 4 ist der Zusammenhang zwischen Kontaktwinkel und TiO_2 Gehalt aufgezeigt.

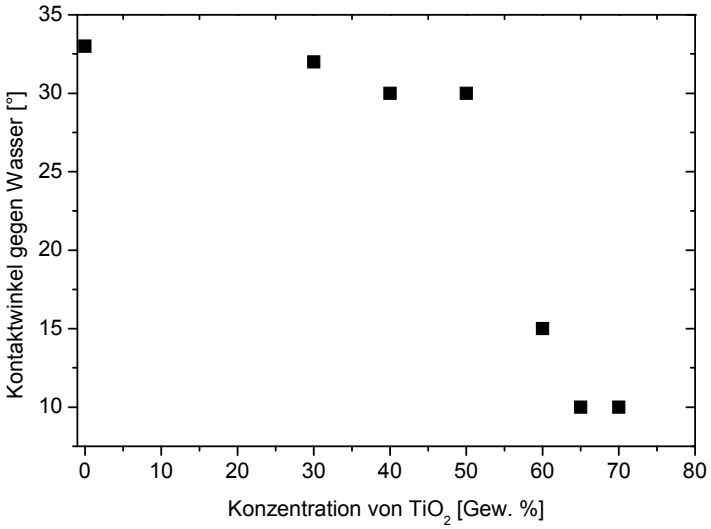


Abbildung 4: Abhängigkeit des Kontaktwinkels der Beschichtungen von der Konzentration der TiO_2 Partikel

Wie man aus obiger Abbildung erkennt, bilden Beschichtungen mit einem Anteil von bis zu 50 Gew. % TiO_2 (Fa. Sachtleben) keine hydrophile Oberfläche aus. Erst ab einer Konzentration von 60 Gew. % sinkt der Kontaktwinkel signifikant auf Werte von ca. 15 °. Oberhalb 65 Gew. % ergeben sich Kontaktwinkel unterhalb der Messgrenze des Gerätes von 10°.

Bei der Bestimmung der chemischen Beständigkeit, zeigte sich jedoch bei den Beschichtungen mit einer Konzentration von 70 Gew. % TiO_2 ein deutlicher Angriff durch die Lauge. Für die weiteren Untersuchungen wurden daher Beschichtungen mit einer Konzentration von 65 Gew. % TiO2 verwendet.

Im Gegensatz zum System S1 zeigten alle untersuchten Beschichtungen des Systems I1 nach der Grundaktivierung einen Kontaktwinkel von weniger als 10° und auch nach einer Auslagerung in Lauge keinerlei Beschädigungen. Daher wurden in den weiteren Untersuchungen nur noch Beschichtungen mit einer Konzentration von 61 Gew. % TiO_2 eingesetzt.

7.1.1.3.3 Beschichtung der Keramik-Proben

Die Beschichtung der Keramik-Substrate für Labortests erfolgte analog den Silberdotierten Sol-Gel-Systemen (siehe Kapitel 7.1.1.2.5): Reinigung, Spritzapplikation und thermische Nachbehandlung. Die dabei erreichten Filmdicken nach Aushärtung lagen je nach Material zwischen 5 und 10 µm. Die Schichten wurden im Umlufttrockenschrank bei einer Temperatur von 100 °C für jeweils 10 min vorgetrocknet und dann anschließend bei 450 °C für mindestens 15 Minuten ausgehärtet.

7.1.1.3.4 Nachweis der photokatalytischen Wirkung

7.1.1.3.4.1 Murexid Farbstofftest

Mit Hilfe der Entfärbung einer Lösung des Farbstoffs Murexid wurde die Reaktivität der erzeugten Schichten in einem einfachen Laborversuch geprüft (siehe Abbildung 5).

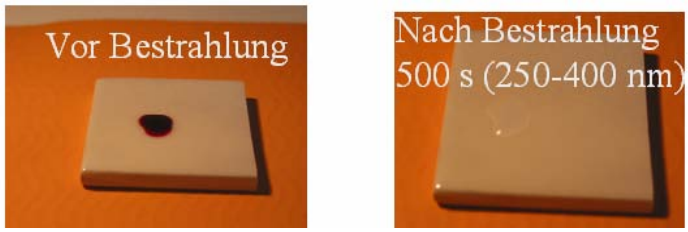


Abbildung 5: Murexid-Farbstofftest

7.1.1.3.4.2 Verkeimungsversuche (ITEM)

Mit Firma ITEM (TU München) wurde eine Testprozedur erarbeitet um die Aktivität der erzeugten Schichten nach entsprechender Verkeimung zu testen. An nicht photokatalytisch beschichteten Proben wurden das Autoklavieren, Vorbereiten der Keimsuspensionen, Aufbringen der Keime, Antrocknen lassen, Bestrahlung durchführen und Restkeimzahl bestimmen erarbeitet. Weiter wurde die Dosis an UV-Strahlen bestimmt, bei welcher auf unbeschichteten Fliesen die Keime (Staphylococcus aureus ssp. aureus Rosenbach (ATCC 49230)) gerade nicht absterben, jedoch die photokatalytische Aktivierung ermöglicht wird.

Dazu wurden unbeschichtete und mittels Autoklavieren sterilisierte Fliesen mit einer definierten Keimzahl verkeimt, unterschiedlichen UV-Dosen exponiert, die Keime abgelöst, auf Nährplatten kultiviert und anschließend quantifiziert. Nach dem Ausplattieren nach den Bestrahlungsvorversuchen konnten jedoch keine Keim- Kolonien in den Spüllösungen nachgewiesen werden. Anschließend wurden folgende Methoden zum Ablösen der Keime getestet:

1. Verkeimte Fliese spülen, Abklatsch der gespülten Fliese auf Agarplatte

2. Abklatsch einer angetrockneten verkeimten Fliese auf Agarplatte

3. Mechanisches Ablösen der Keime mittels Zellschaber

4. Chemisches Ablösen der Keime mit Hilfe von Trypsin/EDTA-Lösung

Bei allen vier Methoden konnten nach dem Ausplattieren keine bzw. nur vereinzelte Kolonienfestgestellt werden, die zu erwartende Anzahl wurde jedoch nicht erreicht.

Als weitere Möglichkeit wurde die Verkeimung mit einem sog. „bunten Keim“ identifiziert. Ein „bunter Keim“ ist ein gentechnisch veränderter Keim, der ein Biolumineszenzsignal bei einer Wellenlänge von 600 nm emittiert. Ein vitaler Keim emittiert ein Signal, ein toter Keim hingegen nicht mehr. Dadurch könnte das Problem der Nichtablösbarkeit der Keime umgangen werden, da die Keime direkt auf der Fliese visualisiert werden können. Dieser

Keim ist bei der ITEM GmbH vorrätig, die sehr aufwändige Apparatur zur Detektion des Biolumineszenzsignals befindet sich jedoch bei einem klinischen Kooperationspartner, die Arbeiten hierzu wurden in der Projektlaufzeit nicht weiter verfolgt.

7.1.1.3.4.3 Hydrophilie und Oberflächenenergie Sol-Gel basierte Systeme S1 und I1

Die Probeserien S1 und I1 mit TiO_2-haltigen, Sol-Gel-basierten Beschichtungen auf der Keramik-Grundglasur weiss-alpin wurden aufgrund positiver Vorversuche ausgewählt und die Aktivität und Beständigkeit überprüft.

Die Bestimmung der photokatalytischen Aktivität erfolgte mit Hilfe von Kontaktwinkelmessungen (Abbildung 6: Drop Shape Analysis System, DSA 10, Krüss) mit Wasser (HPLC-Qualität) und Dijodmethan als Testflüssigkeiten. Dabei wird ein 10µl-Tropfen auf die zu untersuchende Oberfläche mit einer automatischen Mikrodosiereinrichtung appliziert und die gemessenen Kontaktwinkel im 3-Phasenpunkt nach der Methode von Owens-Wendt zur Bestimmung der Oberflächenenergie von Festkörperoberflächen ausgewertet. Die Kontaktwinkelmessung erfolgte jeweils vor und nach definierter Bestrahlung. Als Lichtquelle für 4h diente eine Leuchtstoffröhre im Abstand von 15cm zur Probenoberfläche (Philips Actinic TL 20W/10, Strahlungsmaximum: ~370 nm).

Abbildung 6: Drop Shape Analysis System, DSA 10

Abbildung 7: Erichsen Co. Testing Equipment 494

Abbildung 8 und Abbildung 9 zeigen die gemessenen Wasserkontaktwinkel und die berechneten Oberflächenenergien. Das System „I_1“ zeigt sowohl vor als auch nach Bestrahlung mit 31,4° bzw.18,3° deutlich niedrigere Kontaktwinkel als „S_1“, auch die relative Abnahme ist bei „I_1“ größer.

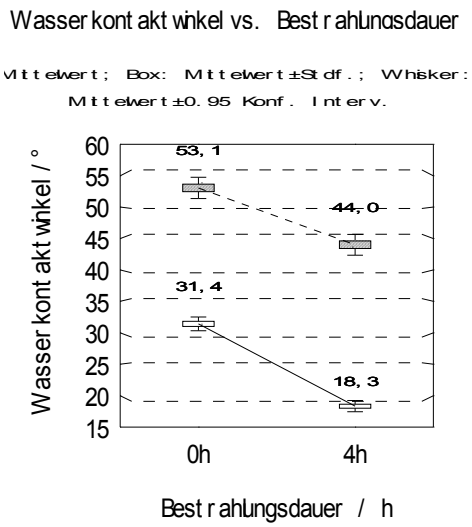


Abbildung 8: Wasserkontaktwinkel

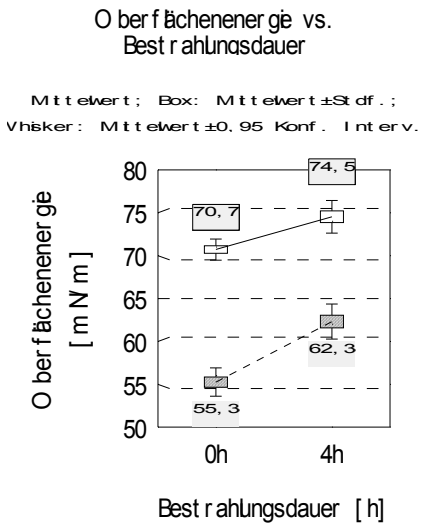


Abbildung 9: Oberflächenenergie

Nach Bestimmung der Ausgangswerte wurden die Oberflächen mittels Scheuerprüfgerät (Abbildung 7: in Anlehnung an DIN 53 778: Erichsen Co. Testing Equipment 494, Bürste mit 950g Auflage) definiert gescheuert, um so die mechanische Belastbarkeit zu überprüfen. Abbildung 10 zeigt die Wasserkontaktwinkel nach 500 Scheuerzyklen und nach erneuter Bestrahlung. Der relative Anstieg ist bei beiden Beschichtungssystemen annähernd identisch. Während aber System „I-1“ nach Scheuern fast wieder den Wert einer unbestrahlten Probe (siehe Abbildung 8) erreicht und dieser sich auch nach erneuter Bestrahlung nicht signifikant ändert, fällt der Wert bei System „S_1“ durch die Bestrahlung der gescheuerten Probe wieder annähernd auf den Ausgangswert zurück. Das heißt Probeserie „S_1“ besitzt im Gegensatz zu „I_1“ eine geringere Aktivität, ist aber scheuerbeständiger bzw. kann reaktiviert werden.

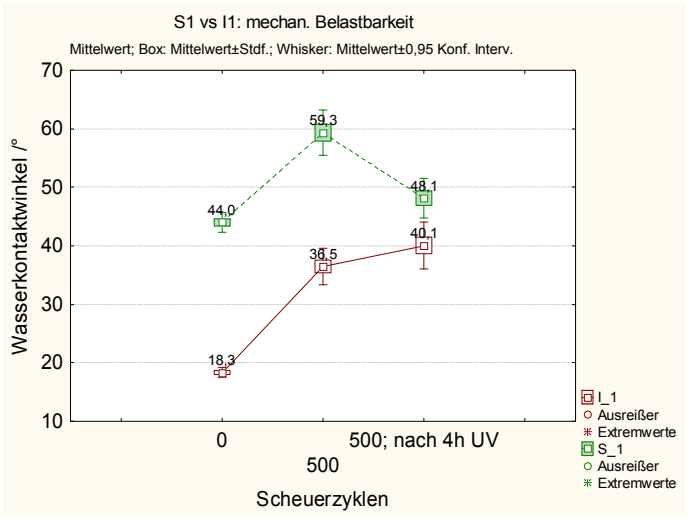


Abbildung 10: Wasserkontaktwinkel nach Scheuertest

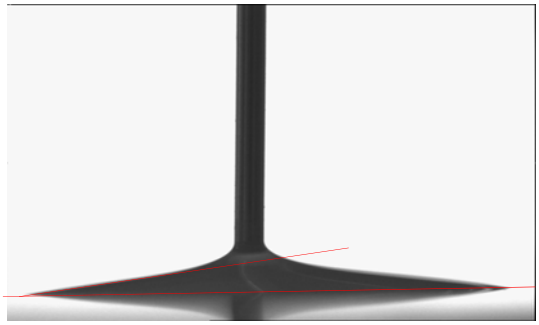


Abbildung 11: I_1 mit Wasserkontaktwinkel= 18°

7.1.1.3.4.4 *Vorbehandlung mit nicht-thermischen atmosphärischen Plasma*

Orientierende Vorversuche mit plasma-unterstützter Substrat-Vorbehandlung wurden begonnen. Hierbei wurden 5cm² große Substrate aus glasierter Sanitärkeramik mit nicht-thermischen atmosphärischen Plasma (NTAP) aktiviert und anschließend über dripcoating mit einer wässrigen TiO_2-Suspension behandelt. Die Ergebnisse der Kontaktwinkelmessungen an den so erhaltenen Proben ist in Abbildung 12 dargestellt. Die Proben zeigen nach Bestrahlung mit ca. 10° eine ausgeprägte Hydrophilie, sind allerdings noch nicht chemikalienbeständig, wie die erhöhten Werte nach Abreiben mit Ethanol belegen.

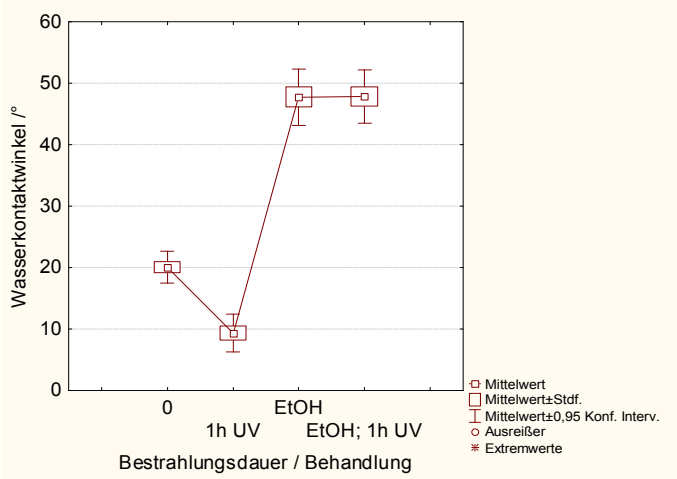


Abbildung 12: Wasserkontaktwinkel nach Plasmavorbehandlung

7.1.1.3.5 Grundaktivierung

Für die Sol-Gel Systeme S1 und I1 liegen die Initial-Werte des Wasserkontaktwinkel mit 31,4° bzw. 53,1° (siehe Kapitel 7.1.1.3.4.3) vergleichsweise hoch. Daher wurde im Berichtszeitraum die Herstellung der photokatalytischen Schichten um eine abschließende UV-Grundaktivierung ergänzt. Die Charakterisierung der grundaktivierten Oberflächen erfolgte wiederum mit Hilfe von Kontaktwinkelmessungen (DSA 10, und MobileDrop, Fa.Krüss). Folgende Bilder zeigen auf die Substrate aufgebrachte Wassertropfen und die daraus ermittelten Kontaktwinkel.

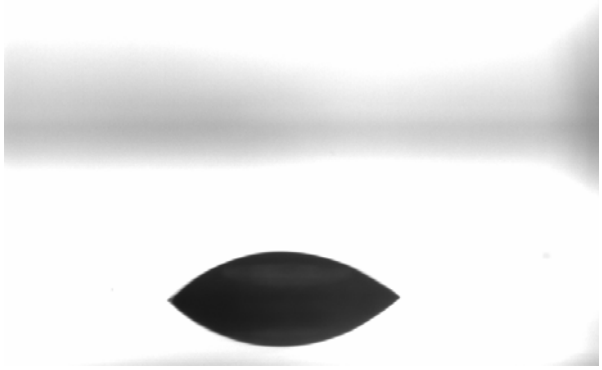


Abbildung 13: Wassertropfen auf unbeschichteter Fliese. Die unbeschichteten Fliesen zeigen einen Kontaktwinkel gegenüber Wasser von 39,1 ° ± 4,1 °

Anschließend erfolgt eine Grundaktivierung mit Hilfe eines Sun-Testers der Fa. Atlas mit 773 W/m^2. In folgendem Bild ist das Ergebnis der Kontaktwinkelbestimmung zu sehen.

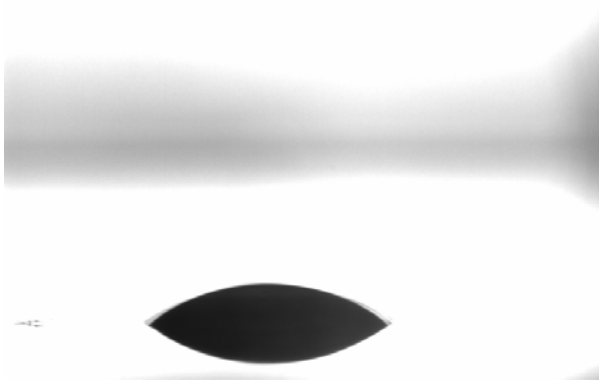


Abbildung 14: Wassertropfen auf unbeschichteter Fliese nach UV-Behandlung (15 min 773 W/m^2). Es ergibt sich keine Änderung im Kontaktwinkel.

Aus dem obigen Bild erkennt man, dass eine UV-Aktivierung auf einer unbeschichteten Fliese keinen Einfluss auf den Kontaktwinkel gegen Wasser zeigt. Im Weiteren wurden die Fliesen mit zwei TiO_2-haltigen Beschichtungssystemen der Fa. inomat beschichtet und verdichtet. Die Beschichtungssysteme mit der Bezeichnung S1 wurden hergestellt mit TiO_2 der Firma Sachtleben (UV 100). Nach dem Beschichten und dem Verdichten zeigt sich eine leicht matte Oberfläche. Folgendes Bild zeigt den Kontaktwinkel von Wasser vor und nach der UV-Aktivierung (15 min 773 W/m^2) beim Beschichtungssystem S1.

Abbildung 15: Beschichtete Fliese mit Beschichtungssystem S1 vor (linkes Bild) und nach (rechtes Bild) UV-Aktivierung.

Aus obigen Bildern erkennt man einen deutlichen hydrophilen Effekt nach der UV-Aktivierung. Der Kontaktwinkel gegen Wasser fällt von 39 ° vor dem UV-Aktivieren auf <10 °C nach der UV-Aktivierung. Das Beschichtungssystem mit der Bezeichung I1 wurde mit TiO_2 der Firma inomat hergestellt. Einen ähnlichen Effekt wie beim Beschichtungssystem S1 ist auch hier zu beobachten, wie in folgenden Bildern gezeigt ist.

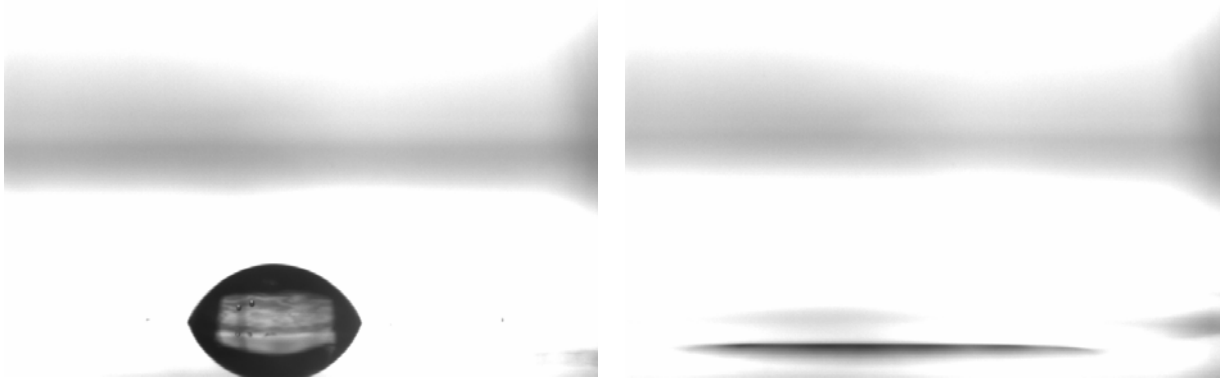


Abbildung 16: Mit Beschichtungssystem I1 beschichtete Fliese vor (linkes Bild) und nach (rechtes Bild) UV-Aktivierung.

Bei diesem Beschichtungssystem erkennt man einen signifikanten Anstieg des Kontaktwinkels gegenüber der unbeschichteten Fliese (von 39 ° auf 64,0 ° ± 2,3 °). Nach der UV-Aktivierung erhält man eine hydrophile Beschichtung mit einem Kontaktwinkel < 10 °.

Photokatalytische Aktivität:

Die photokatalytische Aktivität sollte untersucht werden. Hierzu wurde eine beschichtete Fliese aktiviert und anschließend beschmutzt. Als Testflüssigkeiten wurde benutzt: $KMnO_4$-Lösung (wässrig), Methylenblau-Lösung (alkoholisch) und Tinte. Folgendes Bild zeigt die verschmutzte Fliese.

Abbildung 17: Beschichtete und aktivierte Fliese mit Beschmutzung (links). Im rechten Teil des Bildes wurde die Beschmutzung nach einer Einwirkzeit von 1 h abgewischt.

In obigem Bild erkennt man nach der einstündigen Einwirkzeit der Beschmutzung noch deutliche Reste von Methylenblau. Auch bei $KMnO_4$ und bei Tinte sind noch Ränder zu erkennen, die sich auch durch Abwischen mit Ethanol nicht entfernen lassen. Die so verschmutzte Fliese wird in einem nächsten Schritt unter UV-Licht (15 min, 773 W/m^2) aktiviert. Im folgenden Bild ist die Fliese nach UV-Aktivierung gezeigt.

Abbildung 18: Verschmutzte Fliese nach zusätzlicher UV-Bestrahlung.

Wie aus obigem Bild deutlich sichtbar wird, bewirkt eine 15-minütige UV-Aktivierung eine vollständige Entfernung der Beschmutzungen von Methylenblau, $KMnO_4$ und Tinte.

Beständigkeit:

a) Lagerung

Ein interessanter Aspekt war der Einfluss der Lagerung auf die Hydrophilie der beschichteten Proben. Um diesen Einfluss zu untersuchen, wurden Fliesen mit dem System I1 beschichtet, aktiviert und ein Teil der beschichteten Proben im Dunklen bei Raumtemperatur gelagert, der andere Teil wurde im Hellen bei Raumtemperatur im Innenraum gelagert. Die Hydrophilie wurde durch Kontaktwinkelmessungen gegen Wasser bestimmt. Folgendes Bild zeigt das Ergebnis.

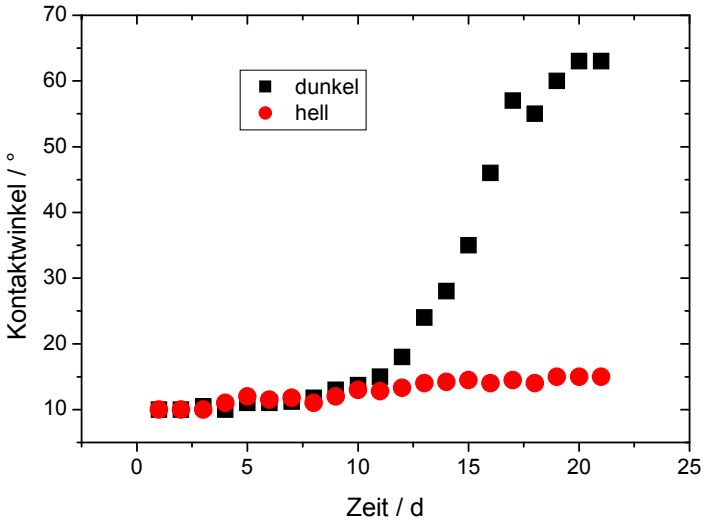


Abbildung 19: Kontaktwinkel von beschichteten und belichteten Fliesen nach Lagerung im Dunkeln bzw. im Hellen.

Aus obigem Bild ist erkennbar, dass bei einer Lagerung im Hellen die aktivierten Fliesen keinen wesentlichen Anstieg im Kontaktwinkel über einen Zeitraum von 3 Wochen erfahren. Bei der Lagerung im Dunkeln erkennt man nach ca. 11 Tagen einen merklichen Anstieg des Kontaktwinkels gegen Wasser, der nach 3 Wochen den Wert der nicht aktivierten Beschichtung erzielt (68 °). Es kann festgestellt werden, dass einmal aktivierte Beschichtungen bei einer Lagerung im Hellen im Raum ihre Hydrophilie über einen längeren Zeitraum beibehalten.

In weiteren Untersuchungen wurden die hergestellten Beschichtungen im nicht aktivierten Zustand der Außenbewitterung ausgesetzt. Um den Status der Aktivierung zu untersuchen, wurde täglich der Kontaktwinkel gegen Wasser bestimmt. Folgendes Bild zeigt das Ergebnis.

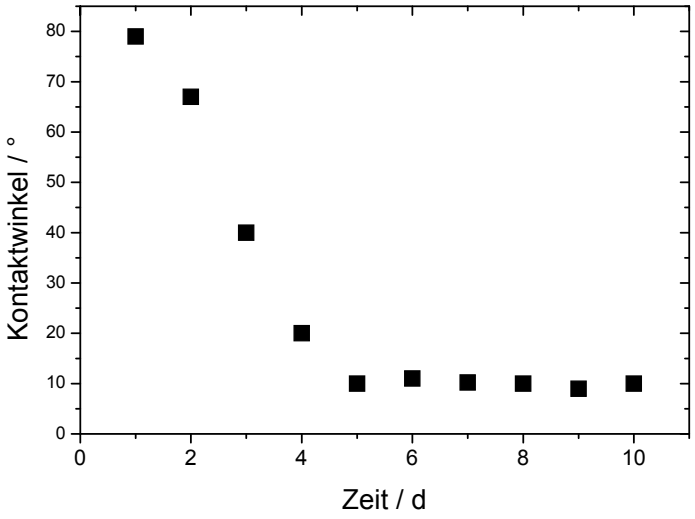


Abbildung 20: Kontaktwinkel einer beschichteten Probe bei Außenbewitterung. Zu Beginn der Bewitterung war die Beschichtung nicht aktiviert.

Aus obigem Bild ist erkennbar, dass der Kontaktwinkel zu Beginn der Bewitterung sehr hoch ist (79 °). Bereits nach 5 Tagen Außenbewitterung sinkt der Wert des Kontaktwinkels auf < 10 °. Der gleiche Versuch wurde mit beschichteten, nicht aktivierten Mustern im Innenraum durchgeführt. Hier konnte auch über den Zeitraum von 10 Tagen keine Senkung des Kontaktwinkels beobachtet werden, d. h. im Innenraum sind die Schichten nicht aktivierbar.

7.1.1.3.6 PVD (Physical Vapor Deposition) basierte Systeme

Zum Vergleich der Wirksamkeit und Beständigkeit der mittels Sol-Gel hergestellten Systeme wurden PVD basierte Systeme (Beschichtung auf Keramik-Grundglasur weiss-alpin) als Benchmark beschafft und analogen Testreihen unterzogen (siehe Kapitel 7.1.1.3.4.3).

Abbildung 21 und Abbildung 22 zeigen die gemessenen Wasserkontaktwinkel und die berechneten Oberflächenenergien vor und nach definierter Bestrahlung. Als Lichtquellen für 4h dienten zum einen eine Leuchtstoffröhre im Abstand von 15cm zur Probenoberfläche (Philips Actinic TL 20W/10, Strahlungsmaximum: ~370 nm) mit 4h Bestrahlungsdauer und zur Grundaktivierung ein UV-B Strahler (Philips HPA, 400W). Das System „FI“ zeigt sowohl vor als auch nach Bestrahlung mit 86,4° bzw. 84,8° deutlich höhere Kontaktwinkel als die

unbeschichtete Keramik-Referenz. Analog zu den oben beschriebenen Sol-gel-Systemen ist auch hier eine ausreichende Grundaktivierung entscheidend für die Wirksamkeit: erst nach der Grundaktivierung sinkt der Wasserkontaktwinkel mit 28,3° signifikant. Die Werte der Oberflächenenergie ändern sich entsprechend.

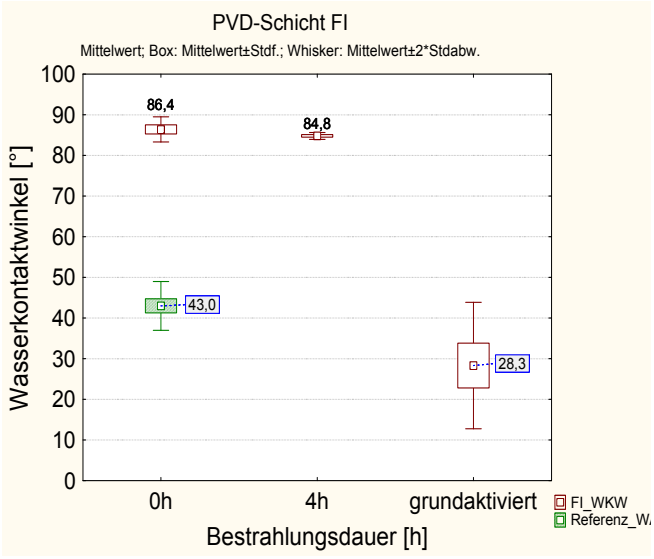


Abbildung 21: Wasserkontaktwinkel

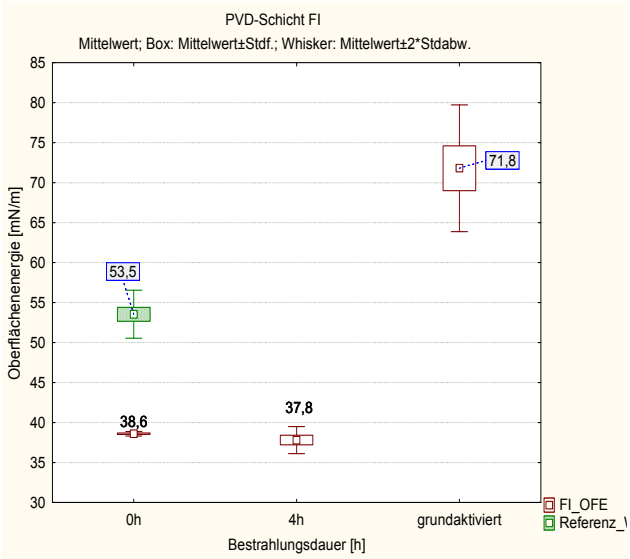


Abbildung 22: Oberflächenenergie

Beständigkeit:

Nach Bestimmung der Ausgangswerte wurden die Oberflächen mittels Scheuerprüfgerät (siehe voriger Zwischenbericht) in Anlehnung an DIN 53 778 gescheuert. Abbildung 23 zeigt die Wasserkontaktwinkel (Fort- und Rückschreitewinkel) nach 250 bzw. 500 Scheuerzyklen. Der Fortschreitewinkel erreicht bereits nach 250 Scheuerzyklen wieder annähernd den Wert einer unbeschichteten Keramik-Referenz und steigt bei weiterem Scheuern noch an. Die Rückschreitewinkel zeigen den als Kontaktwinkel-Hysterese bekannten Effekt mit deutlich niedrigeren Werten, diese steigen als Folge der mechanischen Belastung aber ebenso an.

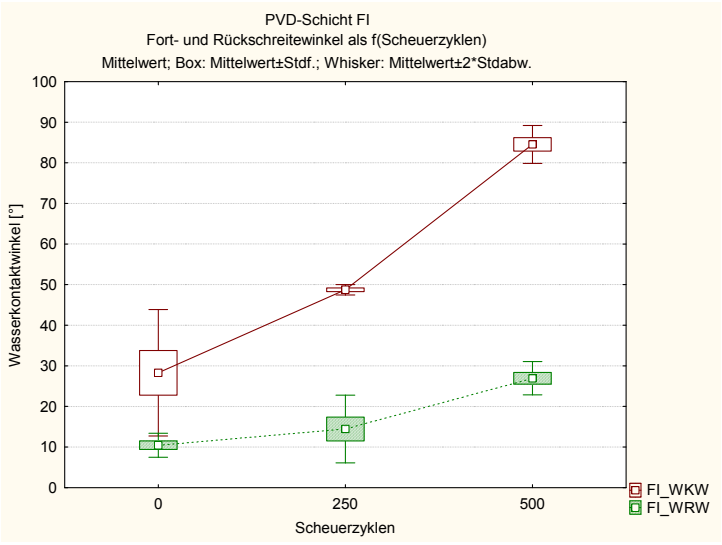


Abbildung 23: Wasserkontaktwinkel nach Scheuertest

Die obigen Versuche belegen, dass die getesteten PVD-basierten Schichten in der aktuellen Qualität keine Alternative zu den Sol-gel-Systeme darstellen. Daher wurden weitere Versuche mit diesen Beschichtungs-Systemen eingestellt.

7.1.1.4 Betriebsversuche und Tests am Pilotobjekt

Zwei Kleinserien von jeweils 8 Stück beschichtete Sanitärteile (Urinale mit Sanitärglasur weiss-alpin als Grundglasur) wurden an Produktionsanlagen am Standort Mettlach gefertigt. Auf Basis der Laboruntersuchungen bei V&B und am Hygieneinstitut Bonn (siehe Kapitel 7.1.1.2, 7.1.1.3 und 7.1.1.5) wurden die beiden neu-entwickelten Schicht-Systeme „CA“ (Kombination aus Silberdotierung und TiO_2-Partikeln) und „I_1“ (photokatalytisch) ausgewählt. Wie unten (siehe Kapitel Bonn) ausgeführt wirken die silikatischen Schichten mit silberdotierten Al_2O_3 Partikeln „CAxx“ nach beiden Testmodellen 2 und 3 auf beide Keime (*E,coli* und *S.aureus*). Vergleichbares gilt für die Probeserien „GWxx“ aus der die photokatalytische Schicht „I_1“ entwickelt wurde. Diese silikatische Hochtemperatur-Beschichtung zeigt unter Laborbedingungen eine ausgeprägte Hydrophilie (siehe Kapitel 7.1.1.3.4.3). Die Herstellung der Teile für das Pilotobjekt erfolgte durch Sprayapplikation der Sole „CA“ und „I_1“ auf die Grundglasur von gebrannten, fabrikneuen Sanitärteilen und nachfolgender Temperung im Kammerofen bis max. 450°C. Im Fall der photokatalytischen Oberfläche wurde abschließend eine UV-Grundaktivierung (15min.) durchgeführt.

Die so hergestellten Sanitärteile wurden am Pilotobjekt beim Fraunhofer-Institut zusammen mit den beiden Referenz-Oberflächen „Standard“ und „activecare“ eingebaut. Unter den Rahmenbedingungen vor Ort und den gegebenen Nutzungshäufigkeiten sollte die Wirksamkeit abschließend geprüft werden. Die Ergebnisse sind in Kapitel (Uni Bonn) beschrieben.

7.1.1.5 Mikrobiologische Versuche am Hygieneinstitut Uni Bonn

7.1.1.5.1 Material Methoden

Von der Firma Villeroy & Boch wurden dem Hygiene-Institut Bonn insgesamt 36 verschiedene keramische Materialien bereitgestellt und im Hinblick auf deren antibakterielle Wirkung untersucht. Bei den Oberflächen der Materialien handelte es sich unter anderem um verschiedene photokatalytische, siloxanartige oder silberdotierte Beschichtungen mit unterschiedlich starken antibakteriellen Potentialen. Die Zusammensetzung der jeweiligen Produktmuster war dem Untersucher zum Zeitpunkt der Prüfung nicht bekannt.

Zur Testung der keramischen Materialien auf antibakterielle Wirksamkeit wurden verschiedene Testmodelle herangezogen:

1. Antibakterielle Wirksamkeit von Materialoberflächen in trinkwasserdurchströmten Systemen – Testmodell 1
2. Oberflächenverfahren nach Laborstandard SOP 120 – Testmodell 2
3. Oberflächenverfahren nach JIS Z 2801:2000 – Testmodell 3

4. Antibakterielle Wirksamkeit der installierten Materialoberflächen im Fraunhofer-Institut – praxisnahes Testmodell (Etablierung im Rahmen des Projektes)

7.1.1.5.1.1 Antibakterielle Wirksamkeit von Materialoberflächen in trinkwasserdurchströmten System – Testmodell 1

Im Zeitraum von 01.09.05 bis 28.02.07 erfolgten Untersuchungen 14 verschiedener Materialoberflächen im trinkwasserdurchströmten System – Testmodell 1 (siehe Abbildung 24). Die vorher hitzesterilisierten Kacheln wurden in speziellen Behältern befestigt und kontinuierlich über einen Zeitraum von bis zu 4 Monaten mit unbehandeltem Leitungswasser umspült.

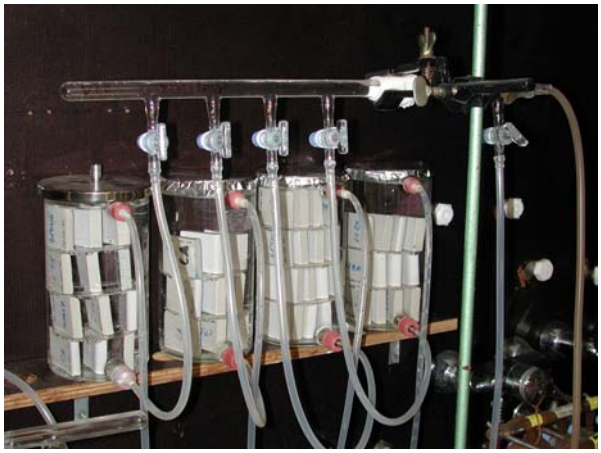


Abbildung 24: Testmodell zur Darstellung der antibakteriellen Wirksamkeit von Materialoberflächen in trinkwasserdurchströmten Systemen.

Das verwendete Trinkwasser entsprach einem Mischwasser aus 1/3 aufbereitetem Oberflächenwasser (Talsperrenwasser) und 2/3 Grundwasser. Die chemischen Kenngrößen des Trinkwassers des Versorgungsgebiets können der nachstehenden Tabelle entnommen werden:

Tabelle 5: Chemische Kenngrößen des Trinkwassers im Hygiene-Institut der Uni Bonn

Anionen	Menge (mg/l)	Kationen	Menge (mg/l)
Cl^-	23,1	Ca^{2+}	26
NO_3^-	16,2	K^+	3,5
NO_2^-	< 0,02	Mg^{2+}	6,6
PO_4^{3-}	< 0,03	Na^+	14
SO_4^{2-}	30,2	NH_4^+	< 0,03

Das Trinkwasser besitzt im Jahresmittel eine elektrische Leitfähigkeit von 227 µS/cm, einen pH-Wert von 8,3 und eine Temperatur von ca. 6-8°C. Die Untersuchung des Trinkwassers wurde von der chemischen Abteilung Wasserhygiene durchgeführt.

Erstmals nach ca. 6 Wochen und anschließend alle 2 – 4 Wochen wurde eine Kachel jeder Charge aus dem System entnommen und im Hinblick auf eine mögliche Biofilmbildung untersucht. Die Rückgewinnung und Quantifizierung biofilmbildender Mikroorganismen erfolgte im ersten Schritt mit Hilfe steriler, rauer Schwämme und im zweiten Durchführungsschritt mittels Nass-Trocken-Tupferabstrich entsprechend der DIN 10113-1 (Stand 1997-07) [31]. Die Schwämme als auch die Tupfer wurden in 5 ml 0,9% Trypton-NaCl resuspendiert. Aus diesen Ansätzen wurden nach ausreichendem Ausschütteln geeignete Verdünnungsstufen angelegt und zum Nachweis der Biofilmbildung mittels heterotrophic plate count (HPC) bestimmt. Je 0,1 ml wurden zum Nachweis der koloniebildenden Einheiten (KBE)/cm^2 auf R2A (Fa. Becton Dickinson, Darmstadt) ausgespatelt und für 10 Tage bei 20 C° inkubiert.

7.1.1.5.1.2 Oberflächenverfahren nach Laborstandard – Testmodel 2

Im Rahmen des Projektes KOMPLETT erfolgte zunächst eine quantitative Untersuchungen von keramischen Oberflächen nach der akkreditierten Labormethode „SOP 120“ [32] – Testmodell 2. Ab dem Jahre 2007 wurden Vergleichsuntersuchungen im Oberflächenverfahren zwischen der etablierten Labormethodik „SOP 120“ und der Nachweismethode nach der modifizierten japanischen Methode JIS Z 2801:200 „SOP 126“ [33] durchgeführt (vergleiche Abschnitt 7.1.1.5.1.3 und 7.1.1.5.1.4).

Die Untersuchungen erfolgten in der Regel mit 2 verschiedenen Testorganismen:

Escherichia coli (ATCC 11229)

Staphylococcus aureus (ATCC 6538)

Die Herstellung der Arbeitskultur und Prüfsuspension erfolgte entsprechend der Standardarbeitsanweisung „SOP 120“.

Die zu prüfenden keramischen Oberflächen mit antibakteriellem Effekt sowie keramischen Kontrollen und Glaskontrollen ohne Effekt wurden mit 100 µl einer Prüfsuspension (1,5 bis 5 x 10^3 KBE/ml) tröpfchenweise beimpft. Die kontaminierten Oberflächen wurden in geschlossene Petrischalen in eine gut verschließbare Box, welche mit angefeuchteten, saugfähigen Papiertüchern ausgelegt wurde, gegeben und für 20 h bei 20 °C inkubiert (siehe Abbildung 25) [32].

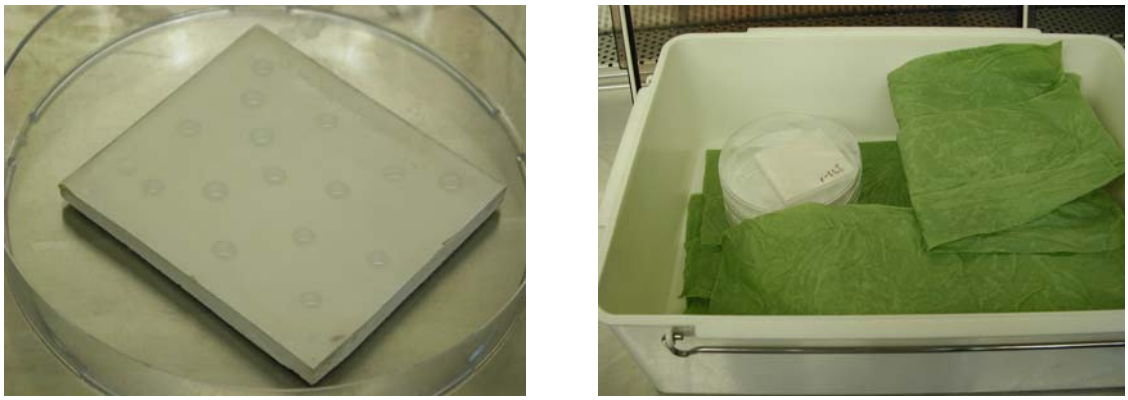


Abbildung 25: Testmodell zur Darstellung der antibakteriellen Wirksamkeit im Laborversuch nach Laborstandard Bonn (SOP 120).

Die Rückgewinnung der Testorganismen erfolgte mittels Nass-Trocken-Tupferabstrich gemäß der DIN 10113-1 [31] und Resuspendierung in 5 ml CSB (Fa. Becton Dickinson, Darmstadt). Aus diesem Ansatz wurden nach gründlichem Ausschütteln die noch vorhandenen KBE/ml durch Ausspateln auf CSA (Fa. Oxoid, Wesel) bestimmt. Die Inkubation der Agarplatten erfolgte für 24 h bei 37 °C.

Für die Auslobung „antibakteriell“ wurde von Seiten der Untersucher für die Reduktion der Koloniebildungsfähigkeit der aufgebrachten Testorganismen ein Grenzwert von 1 log_{10}-Stufen zugrunde gelegt.

7.1.1.5.1.3 Oberflächenverfahren nach JIS Z 2801:200 – Testmodell 3

Ab dem Jahre 2007 wurden in der Regel alle keramischen Oberflächen vergleichend zur beschriebenen Testmethode unter 7.1.1.5.1.3 nach der modifizierten japanischen Methode JIS Z 2801:200 „SOP 126“ [33] durchgeführt. Die Untersuchungen erfolgten ebenfalls mit *E.coli* und *S.aureus.*

Die Herstellung der Arbeitskultur und Prüfsuspension erfolgte entsprechend der Standardarbeitsanweisung „SOP 126“.

Die zu prüfenden keramischen Oberflächen mit antibakteriellem Effekt sowie Kontrollen ohne Effekt wurden mit 400 µl Prüfsuspension ($2{,}5 \times 10^5$ bis 1×10^6 KBE/ml) tröpfchenweise beimpft. Die aufgebrachte Prüfsuspension wurde mit einer elastischen Plastikfolie abgedeckt, so dass die Suspension sich gleichmäßig über die Testfläche verteilte (siehe Abbildung 26). Die Inkubation der kontaminierten Oberflächen erfolgte in einer feuchten Kammer für 24 h bei 37 °C.

Abbildung 26: Testmodell zur Darstellung der antibakteriellen Wirksamkeit im Laborversuch nach modifizierter Japanischer Methode (JIS Z 2801:2000).

Die Rückgewinnung der verbliebenen Testorganismen erfolgte von der Abdeckfolie und der dazugehörigen Kachel. Die Abdeckfolie wurde mit der benetzten Seite nach unten in eine Petrischale eingelegt, die 10 ml SCDLP (Sojamehlpepton-Caseinpepton-Bouillon + Lecithin + Polysorbat 80) und Glasperlen enthielt. Das Abschwemmen erfolgte auf einer Schüttelmaschine innerhalb von 2 min. Die rückgewinnbaren KBE auf den Testoberflächen wurden mittels Tupferverfahren gemäß DIN 10113-1 aufgenommen und in 10 ml SCDLP resuspendiert. Nach entsprechender Verdünnung in 0,9% Trypton-NaCl erfolgten das Ausplattieren auf CSA und der Nachweis der verbliebenen KBE/ml durch Inkubation für 24 h bei 37 °C.

Auch bei dieser Testmethode wurde für die Auslobung „antibakteriell“ von Seiten der Untersucher als Mindestanforderung für die Reduktion der Koloniebildungsfähigkeit ein Wert von 1 $\log_{10}$-Stufe zugrunde gelegt.

7.1.1.5.1.4 Quantitative Testung der installierten Sanitäranlagen im Fraunhofer-Institut Oberhausen

In Abstimmung mit Villeroy & Boch erfolgte im Fraunhofer Institut die Untersuchung an vier verschiedenen Sanitäroberflächen. Folgende keramische Oberflächentypen wurden untersucht:

Oberfläche ohne Effekt (keine spezielle Beschichtung)

Oberfläche I1 (photokatalytische Beschichtung)

Oberfläche CA (photokatalytische + silberdotierte Beschichtung)

Oberfläche Activcare (silberdotierte Beschichtung)

Das Untersuchungsdesign wurde im Rahmen des Projektes etabliert, da für derartige Untersuchungen derzeit keine Norm zur Verfügung steht.

Vor jeder Untersuchung wurden die Oberflächen mit einer UVA-Lampe über 15 min erneut grundaktiviert, um bei einer Reproduktion einheitliche Grundvoraussetzungen schaffen zu können. Die Grundaktivierung der Oberflächen vor jeder Untersuchung erfolgte durch das Fraunhofer Institut.

Die Oberflächen der Sanitäranlagen wurden mit einer sterilen trockenen Mullkompresse vor der Kontamination gründlich abgewischt. Eine Desinfektion mit 70% Ethanol konnte nicht

erfolgen, da die Desinfektion die Untersuchungsergebnisse nachhaltig beeinflusste. Als Testorganismus wurde ein apathogener *Escherichia coli* -Stamm (ATCC 12435) verwendet. Die Prüfsuspension wurde mittels McFarland-Standard auf 1,5-3 x 10^{10} KBE/ml eingestellt und mittels steriler Wattetupfer auf die zu prüfenden Oberflächen (ca. 5 x 5 cm), in Anlehnung an den derzeit in Diskussion befindlichen Normenentwurf zur Überprüfung von Flächendesinfektionsmitteln mit Mechanik aufgetragen (prEN 77700:2009-04) [34]. Pro Oberflächentyp wurden 2 Testfelder á 5 x 5 cm im Mittel mit 2,9 x 10^5 KBE/ml *E. coli* kontaminiert (ca. 50 µl). Als zusätzliche Kontrolle wurden neben jede der vier zu beprobenden Sanitäranlagen jeweils Kontroll-Kacheln ohne Effekt positioniert, die in gleicherweise kontaminiert wurden. Die Rückgewinnung vom ersten Testfeld erfolgte nach Antrocknung der Prüfsuspension (T_0) (ca. 30 min), die Rückgewinnung vom zweiten Testfeld (T_{21}) erfolgte nach einer Inkubationszeit von 21 h. Die Resuspendierung der Wattetupfer erfolgte jeweils in 5 ml CSB. Zum Nachweis der koloniebildenden Einheiten erfolgten nach entsprechenden Verdünnungen die Ausplattierungen auf CSA und Inkubation für 24 h bei 37°C. Zur Herstellung eines hygienisch einwandfreien Zustandes wurden die vorher kontaminierten Testflächen in den Sanitäranlagen mit einem VAH-gelisteten Flächendesinfektionsmittel (Produkt Hexaquart Plus, B. Braun Melsungen, 2%-15 min) desinfiziert.

7.1.1.5.2 Ergebnisse

7.1.1.5.2.1 Antibakterielle Wirksamkeit von Materialoberflächen in trinkwasserdurchströmten System – Testmodell 1

Mit diesem Testmodell wurden insgesamt 18 verschieden beschichtete Keramikoberflächen auf Ihre biofilmhemmende Eigenschaft hin überprüft. Die nachstehende Tabelle fasst die Ergebnisse zusammen:

Tabelle 6: Zusammenfassende Darstellung der biofilmhemmenden Eigenschaft der überprüften Testchargen nach 40tägiger (40 d) und 140tägiger (140 d) Inkubation im wasserdurchströmten System

Chargen-Bez. (V&B)	Chargen-Bez. (DMT Bonn)	KBE/cm² nach ca.40 d	KBE/cm² nach ca. 140 d	biofilmhemm. Wirksamkeit nach ca. 40 d /140 d
CA	DMT-2005-79	12.977	81.748	- / -
CT5	DMT-2005-80	57.915	17.749	- / +
G541/4	DMT-2005-81	15.744	5.041	- / +
CZ10	DMT-2005-82	27.922	10.403	- / +
K6Z10	DMT-2005-83	25.108	11.840	- / +
K6ZX	DMT-2005-84	7.979	8.065	+ / +
K6T10	DMT-2005-85	5.105	6.864	+ / +
Kontrolle		15.587	65.368	Kontrolle
K6/Z1	DMT-2006-16	6.313	5.473	- / -
CA30	DMT-2006-17	1.969	6.979	+/ -
K6/T1	DMT-2006-18	15.195	6.245	- / -
CA50	DMT-2006-19	740	2.095	+ / +

Chargen-Bez. (V&B)	Chargen-Bez. (DMT Bonn)	KBE/cm² nach ca.40 d	KBE/cm² nach ca. 140 d	biofilmhemm. Wirksamkeit nach ca. 40 d /140 d
Kontrolle		4.749	7.037	Kontrolle
CA400Z3	DMT-2006-231	102	53.680	+ / -
K6ZIII	DMT-2006-232	5.309	5.287	+ / +
CA400T3	DMT-2006-233	65	12.771	+ / -
Kontrolle		15.487	65.368	Kontrolle
9,6x2	DMT-2008-92	2.724	271	- / +
9,6x4	DMT-2008-93	378	102	- / +
9,6 STD	DMT-2008-94	331	148	- / +
9,6x8	DMT-2008-95	153	88	- / +
Kontrolle		180	1.667	Kontrolle

d = Tage

Als Grundlage für die Aussage ob ein Material als „biofilmhemmend“ eingestuft wurde, diente der Vergleich mit der jeweiligen Kontrolle. Wurde in der Differenz zwischen den logarithmierten Werten der Kontrolle und dem jeweils ermittelten log-Wert der Testcharge ein positiver Wert ermittelt, wurde die Testcharge als hemmend (+) eingestuft.

Die besten biofilmhemmenden Eigenschaften im Vergleich zur Kontrolle sowohl nach 40tägiger als auch nach etwa 140tägiger Inkubation der Kacheln im wasserführenden System, zeigten die Chargen K6ZX, K6T10, CA50 und K6ZIII.

Drei Chargen (CA30, CA400Z3, CA400T3) konnten innerhalb der 40tägigen Inkubation eine biofilmhemmende Wirksamkeit gegenüber der mitgeführten Kontrolle darstellen. Nach etwa 140 Tagen glich sich die Biofilmbildung dieser Testchargen jedoch an die mitgeführte Kontrolle an.

Die Testchargen CT5, G541/4, CZ10, K6Z10, 9,6x2, 9,6x4, 9,6xSTD, 9,6x8 zeigten hingegen erst nach etwa 140tägiger Inkubation im wasserführenden System einen biofilmhemmenden Effekt gegenüber der mitgeführten Kontrolle.

Die Testchargen K6Z1, K6T1 und CA zeigten keine biofilmhemmenden Eigenschaften

7.1.1.5.2.2 <u>Oberflächenverfahren nach Laborstandard – Testmodell 2</u>

Alle 36 keramischen Oberflächen wurden mit der akkreditierten Labormethode „SOP 120“ – Testmodell 2 untersucht. In der folgenden Tabelle wird die antibakterielle Wirksamkeit zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 7: Zusammenfassende Darstellung der antibakteriellen Wirksamkeit der keramischen Oberflächen gegenüber *E. coli* und *S. aureus* (Testmodell 2).

++: Reduktion >3 $\log_{10}$, +: Reduktion >1 $\log_{10}$, -: Reduktion <1 $\log_{10}$

Chargen-Bez. (V&B)	Chargen-Bez. (DMT Bonn)	Wirksamkeit gegenüber *E. coli*	Wirksamkeit gegenüber *S. aureus*
CA	DMT-2005-79	++	n.d.
CT5	DMT-2005-80	-	n.d.

Chargen-Bez. (V&B)	Chargen-Bez. (DMT Bonn)	Wirksamkeit gegenüber *E. coli*	Wirksamkeit gegenüber *S. aureus*
G541/4	DMT-2005-81	-	n.d.
CZ10	DMT-2005-82	-	n.d.
K6Z10	DMT-2005-83	-	n.d.
K6ZX	DMT-2005-84	++	n.d.
K6T10	DMT-2005-85	++	n.d.
K6/Z1	DMT-2006-16	-	n.d.
CA30	DMT-2006-17	++	n.d.
K6/T1	DMT-2006-18	+	n.d.
CA50	DMT-2006-19	++	n.d.
CA400Z3 *	DMT-2006-231	++	+
K6ZIII *	DMT-2006-232	-	-
CA400T3 *	DMT-2006-233	++	+
SWO005	DMT-2007-44	-	n.d.
SWO10	DMT-2007-45	-	n.d.
Nb25.2 *	DMT-2007-63	-	-
Nb25.1 *	DMT-2007-64	-	-
GW80/0.5 *	DMT-2007-65	++	-
GW70/3 *	DMT-2007-66	++	++
L1 *	DMT-2008-20	-	-
S1 *	DMT-2008-21	-	-
LU1 *	DMT-2008-25	-	-
LU2 *	DMT-2008-26	-	-
9,6x2	DMT-2008-92	-	n.d.
9,6x4	DMT-2008-93	-	n.d.
9,6 STD	DMT-2008-94	-	n.d.
9,6x8	DMT-2008-95	-	n.d.
0 *	DMT-2008-116	-	-
1 *	DMT-2008-117	-	-
2 *	DMT-2008-118	-	-
3 *	DMT-2008-119	-	-
I1 aktiv	DMT-2009-16	-	-
I1 inaktiv	DMT-2009-17	-	-
AC 0,6%	DMT-2009-19	-	-
AC 4,8%	DMT-2009-22	+	-

n.d. = nicht durchgeführt, * = Testchargen parallel geprüft gemäß Testmodell 3

Von insgesamt 36 verschiedenen keramischen Beschichtungen konnten 11 Chargen als antibakteriell wirksam gegenüber *E. coli* bestätigt werden. Neun der Testchargen (CA, K6ZX,

K6T10, CA30, CA50, CA400Z3, CA400T3, GW80/0.5, GW 70/3) wiesen eine Reduktion von >3 log_{10}-Stufen auf und zeigten damit eine sehr effektive antibakterielle Wirksamkeit.

Die antibakterielle Eigenschaft gegenüber *S. aureus* wurde mit insgesamt 14 Testchargen überprüft, wobei 3 der Testchargen (CA400Z3, CA400T3, GW70/3) eine antibakterielle Wirksamkeit gegenüber *S. aureus* aufwiesen. Die antibakterielle Beschichtung der Testcharge GW70/3 erzielte eine Reduktion der Staphylokokken von >3 log_{10}-Stufen.

7.1.1.5.2.3 Oberflächenverfahren nach JIS Z 2801:200 – Testmodell 3

Mit diesem Testmodell wurden insgesamt 15 verschiedene Oberflächenbeschichtungen vergleichend untersucht (siehe Abbildung 27). Nur die Testchargen CA400Z1, CA400Z3, GW80/0.5, GW70/3 konnten *E. coli* und *S. aureus* um >3 log_{10}-Stufen reduzieren. Eine antibakterielle Wirkung mit einer Reduktion zwischen 1 und 3 log_{10}-Stufen wurde nicht dargestellt.

7.1.1.5.2.4 Quantitative Testung der verbauten Sanitäranlagen im Fraunhofer-Institut

Im Frauenhofer-Institut Oberhausen wurden 4 verschiedene Sanitärbeschichtungen gemäß der unter Abschnitt 7.1.1.5.1.4 beschriebenen Methode untersucht. In der folgenden Abbildung werden die Untersuchungsergebnisse, die in Reproduktion erfolgten, zusammenfassend dargestellt.

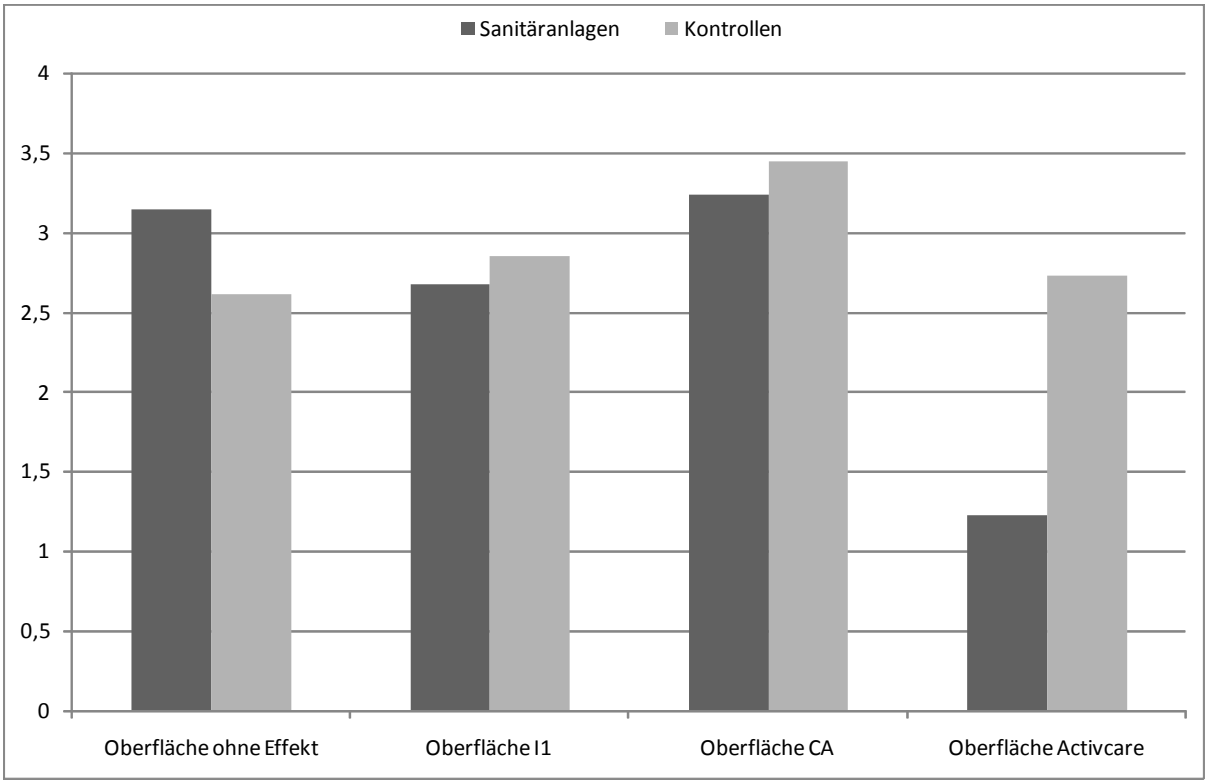


Abbildung 27: Zusammenfassende Darstellung der antibakteriellen Wirkung als log_{10}-Reduktion von *E. coli* ATCC 12435 im Vergleich zur Ausgangskontamination der überprüften Sanitärbeschichtungen und der jeweiligen Kontrolle im Fraunhofer-Institut.

Die in Abbildung 27 zusammengefassten Ergebnisse lassen sich folgendermaßen beschreiben. Bei einer Ausgangskontamination mit dem apathogenen *E. coli* ATCC 12435 mit ca. $1x10^9$ KBE/25 cm² stellt man schon bei der Ermittlung der KBE zum Testzeitpunkt T_0 (unmittelbar nach Antrocknung) einen enormen Verlust (bis zu 4 log_{10}-Stufen) der Rückgewinnbarkeit fest.

Nach 21 Stunden konnte im Vergleich zu den T_0-Werten bei Beprobung der Oberflächen ohne Effekt auf der Testfläche eine zusätzliche Reduktion um ca. 3 log_{10}-Stufen dargestellt werden. Die mitgeführte Kontrollfläche lag mit etwa 2,5 log_{10}-Stufen geringfügig darunter.

Die Oberfläche I1 zeigte mit ca. 2,7 log_{10}-Stufen Reduktion sogar einen geringfügig geringeren Wert als die betreffende Kontrollfläche (ca. 2,8 log_{10}-Stufen).

Für die Oberfläche CA zeigte sich ein analoges Bild mit etwas höheren Reduktionen (ca. 3,2 zu ca. 3,4 log_{10}-Stufen).

Nur für die Activcare-Oberfläche fiel der Unterschied größer aus. Wobei zu bemerken ist, dass die Reduktion der unbehandelten Kontrollfläche mit ca. 2,7 log_{10}-Stufen deutlich höher ausfällt, als für die behandelte Fläche mit ca. 1,25 log_{10}-Stufen.

7.1.1.5.3 Beurteilung

Von Villeroy&Boch wurden verschiedene Beschichtungstypen zur Verfügung gestellt, die sich zum einen in Ihrer Zusammensetzung und zum anderen in Ihrer Einbrandtemperatur unterschieden. Die Untersuchungsergebnisse die mit dem Testmodellen 1 bis 3 erzielt wurden (siehe Abschnitt 7.1.1.5.2.1, 7.1.1.5.2.2 und 7.1.1.5.2.3) zeigen logische und rückvollziehbare Resultate auf.

Mit dem **Testmodell 1** konnten die größten biofilmhemmenden Potentiale mit den folgenden Beschichtungstypen erzielt werden (vgl. Tabelle 6):

- K6/ZIII + K6ZX: Partikeln auf Zeolith Basis mit Silberdotierung (AgCl) ab einer Partikelkonzentration von 3,5 Gew. % (K6/ZIII)
- K6T10: Partikel auf TiO_2 Basis mit Silberdotierung (AgCl) ab einer Partikelkonzentration von 10 Gew. %
- CA50: Al_2O_3 Partikeln mit Silberdotierung ($AgNO_3$) ab einer Partikelkonzentration von 5 Gew. %

Die Beschichtungen mit geringen Partikelkonzentrationen wie beispielsweise CT5 (TiO_2 + Silber, 5 Gew. %) zeigten erwartungsgemäß einen geringeren biofilmhemmenden Effekt.

Für die Testchargen K6T1 (TiO_2 + Silber, 1 Gew. %), CA (Al_2O_3 + Silber, 2,5 Gew. %) und K6Z1 (Zeolith + Silber, 1 Gew. %) konnte keine biofilmhemmende Wirksamkeit bestätigt werden.

Dem **Testmodell 2** wurde alle 36 Beschichtungstypen (Testchargen) unterzogen. Die Ergebnisse zeigen ebenfalls eine logische Abhängigkeit zwischen der Partikelkonzentration und der antibakteriellen Wirksamkeit.

So führte beispielsweise die Testcharge K6T10 (TiO_2 + Silber, 10 Gew. %) zu einer Reduktion >3 log_{10}-Stufen und die Testcharge K6/T1 (TiO_2 + Silber, 1 Gew. %) zu einer deutlich geringeren Reduktion, die nur zwischen 1 und 3 log_{10}-Stufen lag.

Die folgenden Beschichtungsarten zeigten eine antibakterielle Wirkung >3 log_{10}-Stufen gegenüber *E. coli*:

- CA, CA 30, CA50: Al_2O_3 Partikel + Silber, 2,5 – 5 Gew. %
- CA400T3, T6T10: TiO_2 Partikel + Silber, 5 – 10 Gew. %
- CA400Z3, K6ZX: TiO_2 Partikel + Silber, 5 – 7,5 Gew. %
- GW 70/3, GW80/0,5: TiO_2-System, 60 – 70 Gew. %

Der Testorganismus *S. aureus* stellte sich erwartungs- und erfahrungsgemäß als resistenter dar. Hier erzielten die Beschichtungen CA400T3, CA400Z3 Reduktion die zwischen 1 und 3 log_{10}-Stufen lag. Diese Testchargen konnten somit *S. aureus* nicht wie *E. coli* um >3 log_{10}-Stufen reduzieren.

Das **Testmodell 3** (siehe Abschnitt 7.1.1.5.1.3) zeigte analoge Resultate.

Mit den Testmodellen 1, 2 und 3 (siehe Abschnitt 7.1.1.5.1.1, 7.1.1.5.1.2 und 7.1.1.5.1.3) konnten Ergebnisse erzielt werden, die im direkten Vergleich der Methoden Übereinstimmungen in der Aussage über antibakterielle Eigenschaften unterschiedlicher Materialien deutlich machen.

Die Überprüfung der Testchargen unter Praxisbedingungen (**Testmodell 4**) im Versuchsobjekt Fraunhofer Institut zeigten dagegen Resultate, die eine Aussage über eine potentielle antibakterielle Wirksamkeit nicht möglich machen. Dies liegt vor allem daran, dass durch die Maßgabe einen apathogenen Teststamm (*E. coli* ATCC 12435) zu verwenden, der Verlust dieser Indikatororganismen über die Trocknungszeit mit bis zu 3,5 log-Stufen sehr groß war. Zwar lässt sich über den weiteren Testzeitraum bis zu 21 Stunden für alle Testchargen eine zusätzliche Reduktion bis zu 3,5 log_{10}-Stufen darstellen, doch zeigen die Ergebnisse im Vergleich zu den Laboruntersuchungen keine analogen Resultate. So stellen sich in 3 von 4 Fällen die unbehandelten Kontrollflächen im Vergleich zu den behandelten Sanitäroberflächen als aktiver dar – d.h. sie zeigten eine höhere Reduktion der Testorganismen. Dies hat zur Folge, dass eine eindeutige Aussage über potentielle antibakterielle Effekte ohne Berücksichtigung der Trocknungsproblematik nicht gegeben werden kann.

Die antibakterielle Wirksamkeit der überprüften Beschichtungsarten wird auch in der Literatur hinreichend beschrieben. So beschreibt beispielsweise Maksuura et. 1997 [35] und Kwakye-Awuak et al.2008 [36] die antibakterielle Wirksamkeit von Beschichtungen mit Zeolith und Silber. Yao et al. berichtet im Jahre 2008 beispielsweise über den antibakteriellen Effekt von TiO_2-Silber-kombinierte Beschichtungen [37]. Mit den Untersuchungen im Rahmen des Projektes wurde jedoch noch einmal deutlich, das die genaue Zusammensetzung (Partikelanteile etc.) eine entscheidende Rolle für die antibakterielle Wirksamkeit spielt.

Abschließend kann festgestellt werden, dass mit den Testmodellen 1-3 ein Testset etabliert wurde, mit dem eine Optimierung der Materialzusammensetzung und des Fertigungsprozesses in qualitätsgesicherter Weise erfolgen kann. Diese Optimierung kann

im Weiteren auf den jeweiligen Anwendungsbereich hin abgestimmt werden – wie z.B. durch Einsatz unterschiedlicher Indikatororganismen.

7.1.2 Entwicklung von hochfesten VC- Basiswerkstoffen

7.1.2.1 Stand der Wissenschaft und Technik „Hochfeste VC- Werkstoffe“

Für den Vitreous-China-Werkstoff, der in der Sanitärkeramikindustrie zum Einsatz kommt, werden zur Zeit Masseversatzkonzeptionen auf der Basis bildsamer Rohstoffe [Kaoline, Tone (illitische Tone)] und nichtbildsamer Rohstoffe [Feldspäte (Na-haltige Feldspäte) und Quarz] angewandt. Die relevanten Werkstoffkenngrößen und Gefügeeigenschaften [Wasseraufnahme, mechanische Festigkeit, Wärmeausdehnungskoeffizient, Mineralphasen, Viskositätsverhalten im Brennprozess (Durchbiegung)] sind für diesen Werkstofftyp festgeschrieben. Zur Steigerung der Festigkeit sollen künftig gezielt Alkali und Erdalkalifeldspäte sowie tonerdehaltige Rohstoffe nutzbar sein.

7.1.2.1.1 Feldspatrohstoffe

Feldspatrohstoffe sind feldspathaltige Bestandteile der festen Erdkruste, die sich unter exogenen, endogenen oder metamorphen Bedingungen gebildet haben. [38] Ihre mineralisch gebundenen Hauptoxidanteile sind SiO_2, Al_2O_3, K_2O, Na_2O und CaO. Gesteine, die anstelle der Feldspäte die sogenannten Feldspatvertreter (z.B. Kaliophilit, Nephelin) enthalten, können ebenso als Feldspatrohstoffe, wie unter anderem in [39] dargestellt, eingeordnet werden.

Die Alkalifeldspäte (Orthoklas und Albit) sind bei höheren Temperaturen mischbar. Diese Mischfeldspäte tragen die Bezeichnung „Anorthoklase“. Unterschiede der einzelnen Kaliumfeldspäte sind in ihrer thermischen Vergangenheit begründet. Sanidin entsteht bei rascher Abkühlung in Vulkaniten und stellt eine Hochtemperaturform dar. Orthoklas wird hingegen bei relativ langsamer Abkühlung vornehmlich in Plutoniten gebildet. Adular ist eine bei vergleichsweise niedrigen Temperaturen und unter Hydrothermalbedingungen gebildete Kaliumfeldspat-Modifikation. Zwischen Albit und Anorthit existieren homogene Mischkristalle, die „Plagioklase“. Sie sind gesteinsbildend und weit verbreitet. Zwischen Orthoklas und Anorthit existieren keine Mischkristalle. Hier besteht weitgehend eine Mischungslücke. [38, 40]

Die natürlichen Feldspatrohstoffe sind magmatischen oder postmagmatischen Ursprungs im endogenen Bildungsbereich. Insbesondere Pegmatite mit monomineralischen oder großkörnigen Alkalifeldspat-Zonen stellen herausragende Lagerstätten dar. Mit relativ geringem aufbereitungstechnischen Aufwand lassen sich entsprechend hochwertige Feldspatprodukte gewinnen. [38] Der exogene Bildungsbereich hat für die Entstehung der Feldspatrohstoffe ebenfalls Bedeutung. Typische Feldspatrohstoffe exogener Entstehung sind feldspathaltige Sande und Kiese, aus denen sich durch eine gezielte Aufbereitung Quarz-Feldspat-Produkte gewinnen lassen. Im mitteleuropäischen Raum stellen auch die weniger verfestigten Arkosen des Buntsandsteins entsprechende Feldspatrohstoffe dar [41].

K_2O- und Na_2O-haltige Feldspäte werden in der silicatischen Feinkeramik heute hauptsächlich als Flussmittelkomponenten in den Masseversätzen eingesetzt (andere

Flussmittelträger z.B. Ca-Phosphate für Bone China sind möglich, werden aber hier nicht berücksichtigt). Der Brand feinkeramischer Erzeugnisse ist durch eine Flüssigphasensinterung gekennzeichnet, die durch das Auftreten von Schmelzphasen charakterisiert ist und gezielt durch die eingesetzten Feldspäte beeinflusst wird. Allgemeine Anforderungen, die an alkalihaltige Flussmittel bei Einsatz in vielen feinkeramischen Versätzen gestellt werden, sind:

- ausreichende Ausbildung der Schmelzphase bei der Sinterung,
- Entstehung einer Schmelzphase mit relativ hoher Viskosität im Sinterbereich (ca. 4.104 bis 1.105 Pas), und somit einer technisch beherrschbar Deformation während der Werkstoffbildung,
- gering(st)e Anteile färbender Oxide (Fe2O3, TiO2),
- weitestgehend geringe Wasserlösbarkeit, insbesondere der Alkali-Ionen. [42, 43]

7.1.2.1.2 Masseversätze

Für die feinkeramische Industrie sind die Alkali- (K2O/Na2O)-Feldspäte von besonderer Bedeutung. Während der Rohfertigung dient der Feldspat prinzipiell als Magerungsmittel in der Masse. Bei der Flüssigphasensinterung wirkt er als Flussmittel. Zur Erzielung der erforderlichen Werkstoffparameter der verschiedenen feinkeramischen Werkstoffe sind differierende Versatzzusammensetzungen mit unterschiedlichen Anforderungen an die Feldspäte zu realisieren. Jede feinkeramische Masse wird nach einem bestimmten Masseversatzrezept hergestellt. Seine Berechnung verlangt exakte Kenntnisse über die einzusetzenden Rohstoffe. Dazu sind die chemischen Analysen der Rohstoffe anzufertigen.

Die Werkstoffeigenschaften keramischer Erzeugnisse werden letztlich durch den Sinterprozess bestimmt. Unter dem Begriff des Sinterns ist allgemein die Verfestigung eines vorverdichteten Pulvers unter der Einwirkung von Wärmeenergie zu verstehen. In silicatkeramischen Mehrstoffsystemen findet in fast allen Fällen eine Flüssigphasensinterung statt. Dabei tritt Schmelzphase auf, die sich zum Beispiel durch das kongruente oder inkongruente Schmelzen der Feldspäte zu bilden beginnt, wobei mit weiter steigender Temperatur der Schmelzphaseanteil zunimmt. Mit der auftretenden Schmelzphase kommt es zu einem Zusammenrücken der Teilchen, die sich zunächst noch im festen Aggregatzustand befinden. In diesem Fall wirkt die Schmelzphase ähnlich einem Gleitmittel. Es tritt auch hier im Verlauf der Sinterung eine Volumenschwindung sowie eine Verfestigung durch die Entstehung einer keramischen Bindung (Glasphase und Mineralneubildungen) auf. Der in den feinkeramischen Versätzen enthaltene Feldspat wirkt primär als Flussmittel, da er die zur Verdichtung des keramischen Scherbens benötigte Bildung der Schmelzphase einleitet. Die Versätze silicatkeramischer Massen werden bei Temperaturen von etwa 1150 °C (Feldspatsteingut) bis 1430 °C (Porzellan) gebrannt. Für alkalihaltige Feldspäte, so beschreibt Rasch in [44], ist somit der Existenzbereich der festen Phase überschritten. Als Schmelztemperatur für Albit wird etwa 1120 °C angegeben. Als inkongruente Zersetzungstemperatur für Orthoklas sind etwa 1150 °C notwendig. [40] Das Schmelzverhalten eines Stoffsystems wird als inkongruent bezeichnet, wenn im thermodynamischen Gleichgewichtszustand neben einem bestimmten Schmelzphasenanteil zusätzlich eine neue Verbindung mit höherem Schmelzpunkt gebildet wird (z.B. Leucit beim

Schmelzen des Orthoklas). Die einzige bei Temperaturen um 1400 °C thermodynamisch stabile SiO2-Modifikation ist der Cristobalit, der sich bei normalen Porzellanwerkstoffen nicht ausscheidet. Bei tieferen Temperaturen unterdrückt die hohe Viskosität der Schmelzphase eine entsprechende Keimbildung und bei höheren Temperaturen wird die Sättigungsgrenze nicht erreicht. Die ersten entstehenden eutektischen Schmelzen im Kontakt des SiO2 mit Kaliumfeldspat weisen eine etwas höhere Viskosität als die analogen Schmelzen des Natriumfeldspates auf. Die Schmelzintervalle des K- und des Na-Feldspates im Versatz unterscheiden sich in ihrer Temperaturhöhe und in ihrer Breite. Als Schmelzintervall ist der Bereich vom Auftreten der ersten Schmelzphase an den Kontaktstellen bis zum vollständigen Aufschmelzen des Feldspates zu verstehen. Dieses Intervall kann bei kieselsäurereichen Kaliumfeldspatversätzen mehrere hundert Kelvin betragen. Bei Natriumfeldspatversätzen sind es lediglich etwa 50 K. Das breite Schmelzintervall des Kaliumfeldspates im Versatz wird in der keramischen Praxis nutzbar gemacht. In den Hartporzellanversätzen, die den traditionellen Brennprozess (Brenndauer von kalt zu kalt bis 36 h bei Tmax = 1400 °C) durchlaufen, wird in jedem Fall K2O-reicher Feldspat eingesetzt. Damit wird der Deformation des keramischen Scherbens während des Sintervorganges bis 1400 °C vorgebeugt. Bei der Anwendung des Schnellbrandverfahrens (Brenndauer bis zu 4 h bei Tmax = 1460 °C) besteht nach [45] die Möglichkeit des Einsatzes Na2O-reicher Feldspatrohstoffe, wobei Langzeitreaktionen im Kontaktbereich der Schmelzphase nicht stattfinden dürfen. Nephelinsyenit (North Cape Norwegen) ist hierfür eine geeignete Alternative. Für den Schnellbrand feinkeramischer Erzeugnisse sind auch nach neueren Untersuchungen von Brucek nephelinsyenithaltige und albitreiche Rohstoffe geeignet. [46] Versuche mit Nephelinsyenit- und albitreichen Rohstoffen in VC-Versätzen und deren Auswirkungen auf die Werkstoffeigenschaften sowie den Bestand bzw. die Bildung der Mineral- und Glasphasen wurden von Francescon, Campolo u.a. in [47] vorgestellt. Korrekturen des linearen Wärmeausdehnungskoeffizienten wurden in diesem Fall mit Magnesiumalumosilicaten erzielt.

7.1.2.1.3 Tonerdeporzellan

Zum Werkstoff Tonerdeporzellan gibt es eine Vielzahl von Veröffentlichungen mit unterschiedlichen Schwerpunkten. Eine Übersicht und treffende Zusammenfassung der wichtigsten Entwicklungen von Porzellanwerkstoffen für die Hochspannungsisolation aus der Vielzahl der Veröffentlichungen findet sich bei Schulle [48]. Hier wird die Entwicklungstendenz des Festigkeitsniveaus der Porzellanwerkstoffe mit den Tonerdeporzellan als der derzeit höchsten Entwicklungsstufe grafisch dargestellt. Für die wesentlichen Fragestellungen, auch für neue Entwicklungsansätze beim Tonerdeporzellan, gibt es heute nachfolgenden Kenntnisstand. Nach Kröckel [49] besteht ein direkter Zusammenhang zwischen dem dynamischen Elastizitätsmodul und der Festigkeit. Szibor und Hennicke [50] haben diesen Zusammenhang an einem Quarz- und Tonerdeporzellan bestätigt und den linearen Anstieg der Festigkeit bei Zunahme des E-Moduls erfasst. Nach Schulle [48] beruht der Festigkeitsanstieg des Tonerdeporzellans vor allem darauf, dass in einem mehrphasigen Werkstoff ein hoher E-Modul einer Komponente auch den E-Modul des Verbundsystems erhöht. Wegen der direkten Proportionialität des E-Moduls zur Festigkeit (Hooke'sches Gesetz) steigert dies auch die spezifischen Festigkeitsmerkmale. Aus den Kenngrößen von Quarz, Mullit und Korund ergibt sich, dass mit abnehmenden Quarz und zunehmenden Korundgehalt die Festigkeit von Porzellan steigt. Mullit, dem im

Quarzporzellan verschiedentlich eine festigkeitssteigernde Rolle zugeschrieben wird, kann mit seinen Kenngrößen im Gefüge eines hochfesten Tonerdeporzellans solchen Erwartungen nicht mehr gerecht werden. Der Wert zur Festigkeitssteigerung führt somit maßgeblich über die Menge an Korund, die vorrangig über feingemahlene kalzinierte Tonerde in den Scherben einzubringen ist. Die Tonerde soll dabei in Primärkorngröße mit einem mittleren Korndurchmesser von 4 – 9 µm vorliegen. Sowohl zu große Agglomerate als auch durch zu lange Mahlung schon gebrochene Einzelkristalle erscheinen ungünstig. Grundsätzlich gilt die Tatsache, dass ähnlich wie beim Quarzporzellan auch bei aluminiumoxidreichen Porzellanen die Teilchengröße (Korngrößenverteilung) für die Eigenschaften eine erhebliche Bedeutung hat. Das Optimum kann bei den verschiedenen Tonerdequalitäten Schwankungen unterliegen, weil nach Schüller und Koch [51] neben dem Mahlen und Zerkleinern der Tonerdeaggregate auch das Kalzinieren der Tonerde einen erheblichen Einfluss auf das Sinterverhalten und die Werkstoffeigenschaften hat. Verschiedene Tonerdehersteller arbeiten mit geringen Zusätzen von Sinterhilfsmitteln, deren Anwesenheit eine spürbare Wirkung auf Sinterbeginn und Festigkeit haben kann. Solche Tonerden bewirken jedoch messbar höhere Werte bei der Durchbiegung. Elektronenmikroskopische Untersuchungen der Gefügestruktur ergaben je nach Art der eingesetzten Tonerde recht verschiedenartige Gefügebilder. Ebenso zeigt der Reaktionsablauf beim Brennen beträchtliche Unterschiede. Schüller [52] führt den verschiedenartigen Gefügeaufbau darauf zurück, dass sich die unterschiedlichen Tonerdesorten durch differierende Reaktionsfähigkeit auszeichnen. Der festigkeitssteigernde Mahleffekt erklärt sich nicht nur aus dem Zerkleinern der Tonerdeaggregate, sondern auch durch das gleichzeitige Verkleinern der Teilchengröße des Gesamtsystems – vorrangig der Quarzanteile im Feldspat. Ein gemeinsames Mahlen der Systemkomponenten wirkt homogenisierend und aktiviert die Partikeloberflächen. Wird das Mahlen durch kostengünstigeres Mischen ersetzt, müssen deshalb stets Abstriche von der Qualität des Gefüges, insbesondere Festigkeit gemacht werden. Ein hoher Korundgehalt und das weitgehende Fehlen von Quarz-/Cristobalit-Kristallen im Gefüge des Tonerdeporzellans erklären aber nicht nur seine gute Festigkeit, sondern gleichzeitig sein besseres Temperaturwechselverhalten im Vergleich zu Quarz-/Cristobalit-Porzellan. Diese positive Verhalten lässt sich vor allem aus den Kenngrößen der Wärmedehnung der Gefügekomponente ableiten.

Folgende Erkenntnisse leiten sich aus der Literatur als weitere Entwicklungserfordernisse für hochfestes Tonerdeporzellan ab, wenn Wissensstand und Trend miteinander verknüpft werden:

- Das über Tonerde oder andere Al2O3–Träger eingebrachte Al2O3 soll maximal in Korund umwandeln, weil diese Mineralphase durch seinen hohen E-Modul und seine hohe Dichte die für die Festigkeit bestimmende Gefügekomponente ist.
- Die kristalline Phase Mullit kann durch die Reaktion des Al2O3 mit dem SiO2 nicht unterbunden werden. Die Größe der Mullitnadeln und der quantitative Anteil des Mullits im Gefüge sollen aber zu Gunsten von möglicht viel Korund möglichst klein gehalten werden.
- Während bei Quarzporzellan eine aggressive niedrigviskose Schmelzphase für die Festigkeit wegen der Quarzauflösung ungünstig ist, wird ihre Anwesenheit im Tonerdeporzellan zur Entstehung der gewünschten Gefügemerkmale eminent wichtig. Je mehr sich beim Sintern durch früh einsetzende eutektische

Schmelzabläufe aggressive Schmelzphase bilden kann, um so besser sind die Entstehungsbedingungen für die wichtige Quarzauflösung und für die Bildung von möglichst viel Korund. Mangelt es an ausreichender Menge an Schmelzphase, dann würden die Zieleffekte in das Gegenteil umgekehrt werden.
- Technologisch lassen sich durch einen angepassten Brenn- und Kühlprozess die Entstehungsbedingungen für die gewünschten Gefügemerkmale zusätzlich unterstützen.
- Bei der Auswahl der bildsamen Komponenten sind Rohstoffe mit Dreischichtmineralen oder Mixed-Layer-Mineral, in deren Gitter möglichst viele Flussmittel eingelagert sind, den kaolinitischen, flussmittelarmen Zweischichttonmineralen vorzuziehen.

Dabei wurden folgende Ziele angestrebt:

- Erhöhung der mechanischen Festigkeit (Biegebruchfestigkeit) nach dem Brennprozess bis 50 %,
- Reduzierung der Scherbenstärke des VC-Scherbens bis zu 30 % aufgrund der höheren mechanischen Festigkeit.

7.1.2.1.4 Auswahl geeigneter Rohstoffe

Zur gezielten Steigerung der mechanischen Festigkeit eines Vitreous China Werkstoffes (VC-Werkstoff) werden neben den bekannten und bislang eingesetzten Rohstoffen (Kaoline, Tone, Feldspäte, Quarz) folgende in der Herstellung von VC-Erzeugnissen bisher nicht übliche Rohstoffe, die eine geeignete Druckspannung des Mikrogefüges der Glasphase bewirken sollen und die während des Sinter- und Brennprozesses die sich ausbildenden Mineralphasen Mullit (3 Al2O3 . 2 SiO2) und Korund (Al2O3) umhüllen werden, ausgewählt:

- Tonerde mit einer maximalen Korngröße von 20 µm
- Alkalihaltige Flussmittel (z.B. Nephelin-Syenit oder Natronfeldspat mit einer maximalen Korngröße von 75 - 90 µm)

7.1.2.2 Versuche zur Entwicklung von hochfesten Basiswerkstoffen

Die Arbeiten im Berichtszeitraum konzentrierten sich auf Modifikation des VC-Versatzes mit Tonerden, die Verflüssigung der erhaltenen Schlicker und die mineralogische und physikalische Charakterisierung der erhaltenen Werkstoffe.

Es wurden VC-Versätze mit 5, 10, 15 und 20% Tonerdezugabe hergestellt, die sich jedoch nicht mehr verflüssigen ließen und an denen bei 15 und 20% Tonerdezugabe keine Scherbenbildungsbecher hergestellt werden konnten (Masse nicht gießfähig).

Es konnte auch nicht die erwartete Zunahme der mechanischen Festigkeit festgestellt werden und es ergab sich insbesondere bei 15 und 20% Tonerdezugabe eine deutlich höhere Wasseraufnahme.

Um das Reaktionsverhalten der mit Tonerde angereicherten Massen zu untersuchen wurden Stufenbrände in der Staffelung 600°, 800°, 900°, 1000°, 1100°, 1150° und 1200°C vorgenommen. Der Einfachheit halber wurden Trockenmischungen hergestellt und verpresst. Die an diesen in Stufen gebrannten Proben durchgeführten Röntgenbeugungsanalysen

zeigen, dass sich erst ab 1100°C Schmelzphase bildet, die Auswertung der Al2O3 Phase ergibt, dass sich die Tonerde nicht auflöst.

Das Auflösen des Quarzes ist deutlich zu erkennen, selbst Verlängerung von Haltezeiten und Erhöhung der Reaktionstemperatur auf 1300-1400°C ergab keinerlei Reaktion der Tonerdepartikel.

An weiteren Proben wurde deshalb der Flussmittelanteil mit 44,5% konstant gehalten und die bildsame Ton-Kaolin-Komponente mit steigenden Tonerdegehalten verringert, um einen weitgehend konstanten Anteil an Schmelzphase während des Werkstoffbildungsprozesses zu garantieren.

Die Verflüssigung erfolgte mit dem Verflüssiger PC67 der Fa. Zschimmer & Schwarz.

Die nachfolgende Tabelle 8 gibt die Zusammensetzung der untersuchten Versätze und den Bedarf an Verflüssiger.

Tabelle 8: Versatzmodifikation zur Festigkeitserhöhung

	δ in MPa	**WA in %**	**OP in %**	**Roh-dichte in g/cm3**	**TS1) in %**	**BS2) in %**	**GS3) in %**
Original V&B ohne Tonerde	77,9	0,10	0,25	2,39	1,3	8,8	10,0
Original V&B mit 10 % Tonerde	80,2	0,65	1,60	2,45	0,7	7,9	8,5
Nephelin-Syenit-Versatz mit 10 % Tonerde	85,2	1,98	4,81	2,43	0,4	7,6	8,0
Nephelin-Versatz II mit 10 % Tonerde	106,2	0,36	0,88	2,48	0,5	7,6	8,1

Mit diesen Versätzen gelang es, die mechanische Festigkeit gegenüber dem Originalversatz um 20% zu steigern, wobei jedoch Wasseraufnahme und offene Porosität zu hoch lagen.

Deshalb wurden weitere ausgewählte Flussmittelträger (Nephelinsyenit von NorthCape Minerals) in den Hartstoffversatz eingearbeitet.

Um in den neuen Versätzen das sogenannten Ton-Quarz-Flussmittel-Verhältnis konstant zu halten (TQF-Verhältnis) wurde die Hartstoffkomponente aus 43,4% Nephelinsyenit und 56,6 % Quarz zusammengesetzt.

Um das Reaktionsverhalten unabhängig vom Tonversatz zu prüfen wurden Prüfkörper bestehend aus dem neuen Flussmittelversatz und 5-20 Masseteilen Tonerde hergestellt und Stufenbränden von 1000 – 1200°C unterzogen.

Die durchgeführten Röntgenuntersuchungen zeigen, dass die Tonerde nicht in Lösung geht, auch nicht nach Beginn der Auflösung des Quarzes und vollständiger Glasphasenbildung aus dem Feldspat bzw. Nephelinsyenit.

Es wurden weitere Versuche zur Aufbereitung durchgeführt:

- Aufbereitung des Feldspatversatzes mit dem Rührer
- Aufbereitung des Nephelinsyenitversatzes mit dem Rührer
- Aufbereitung des Nephelinsyenitversatzes mit der Kugelmühle und eine weitere Flussmittelkomponente (Spodumen) mit 6,5% Lithium getestet.

Mit diesem weiteren Versatz und dem Nephelinsyenitversatz wurden komplette VC-Massen aufbereitet und mit und ohne Tonerde (10% Zusatz) getestet.

Die nachfolgenden Diagramme (siehe Abbildung 28) zeigen die Biegezugfestigkeit und die Wasseraufnahme der erzeugten Prüflinge sowie WAK, Durchbiegung Wasseraufnahme und Mineralphasen.

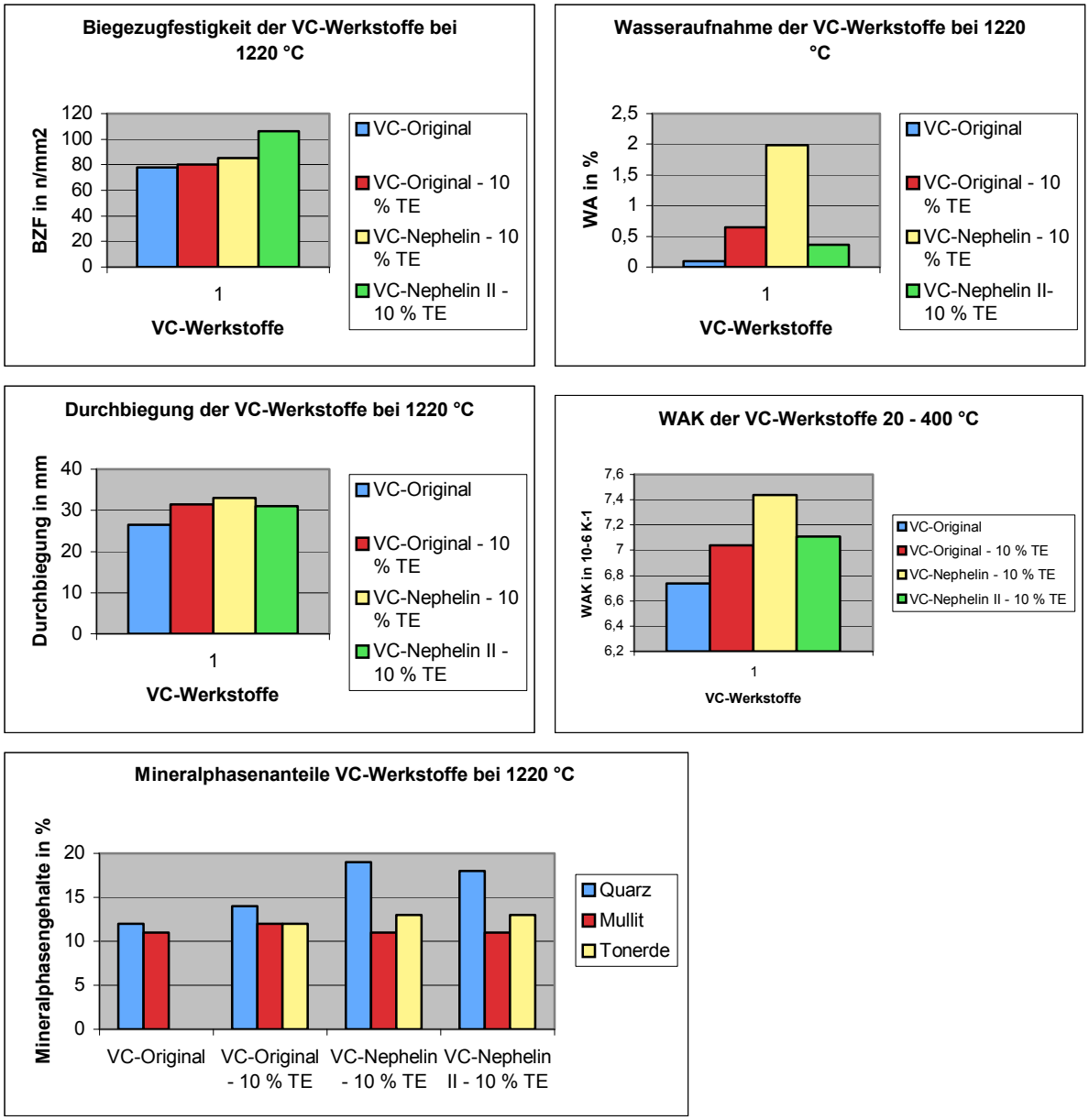


Abbildung 28: Zusammenfassung der mechanischen und chemischen Werkstoffparameter

Die Durchbiegung wurde im Betriebsofen bei Villeroy & Boch überprüft und gestaltete sich noch günstiger als im Elektrobrand der FH Höhr-Grenzhausen. Die nachfolgende Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme (siehe Abbildung 29) zeigt das Gefüge des entsprechenden Werkstoffs.

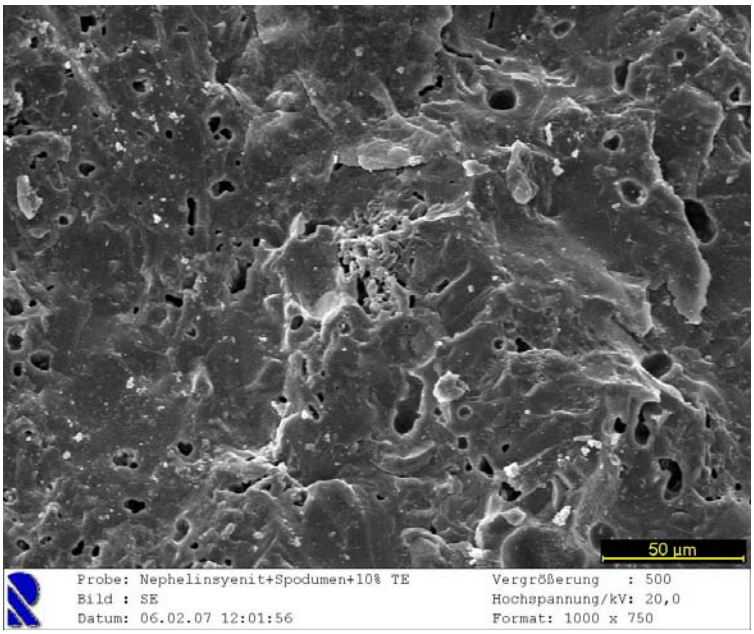


Abbildung 29: VC-Werkstoff Spodumen/Nephelin mit 10 % TE – Brenntemperatur 1220 °C

Das beste Ergebnis wird dem Versatz mit Spodumen/Nephelinsyenit Flussmittelkomponenten und 10% Tonerde erzielt.

Tonerde bleibt in der Schmelze stabil.

Die Durchbiegung während des Brandes erscheint noch nicht als problematisch und ist im Betriebsofen günstiger als im Laborofen.

Die Ergebnisse der Fachhochschule konnten im Labor bei V&B nicht bestätigt werden, so dass eine interne Versuchsreihe gestartet wurde.

Um die hochfeste Masse nicht nur mit einem Werkstoffprüfversuch zu charakterisieren wurden weitere Verfahren benutzt.

- Scheibendruckversuch zur Bestimmung der Zugfestigkeit
- Pendelschlagversuch zur Bestimmung der Stoßempfindlichkeit
- Plastizitätsmessung

Die folgenden Abbildungen (siehe Abbildung 30; Abbildung 31, Abbildung 32;) geben Mittelwerte der gemessenen Kennwerte am Versuchsversatz FC+.

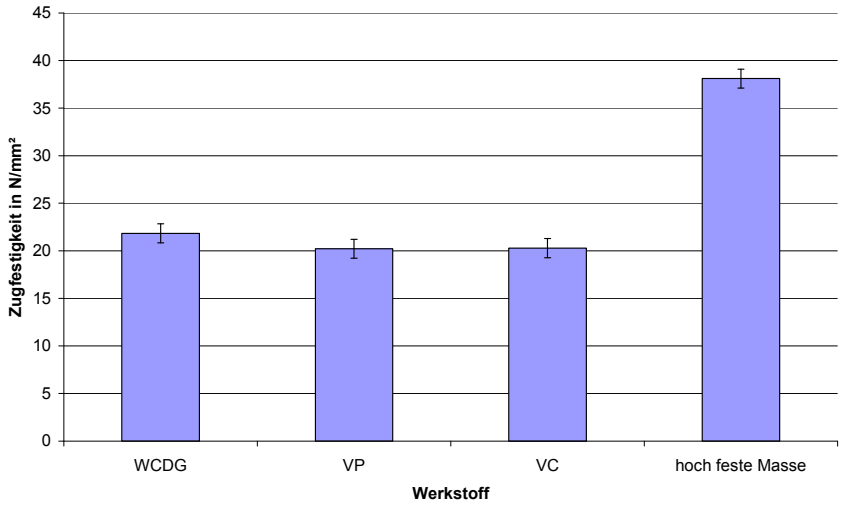


Abbildung 30: Zugfestigkeit der Standardwerkstoffe und der neu entwickelten hochfesten Masse

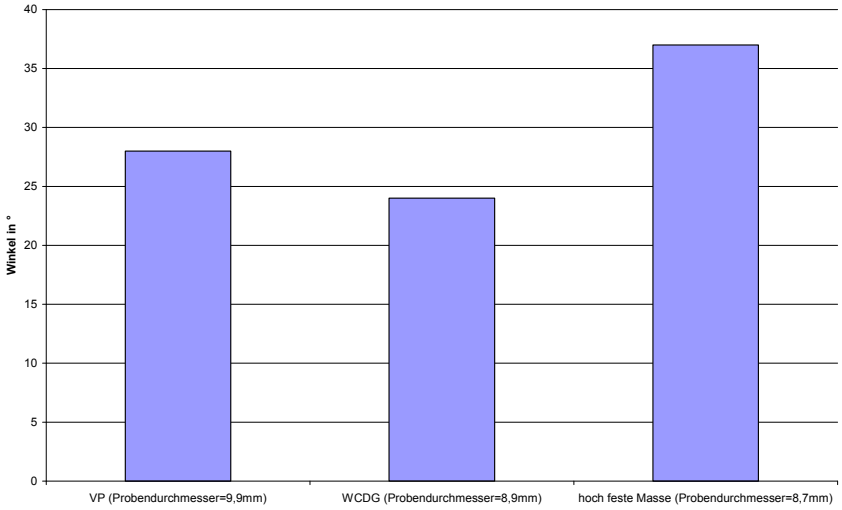


Abbildung 31: Kerbschlagfestigkeit

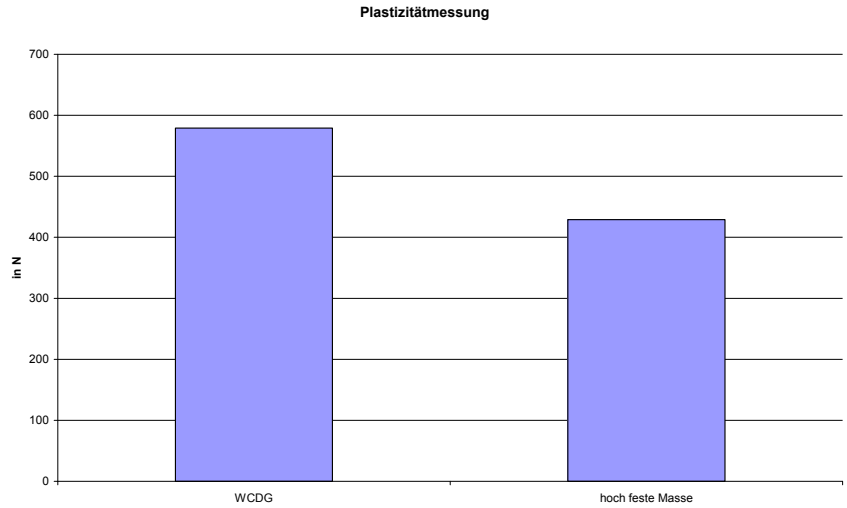


Abbildung 32: Plastizität

Tabelle 9: Kennwerte FC+

	V&B Original	FC FC07-2	FC +
	%	%	%
Litergewicht g/l	1832	1835	1839
1. Ausschlag Gallenkamp	306	329	333
2. Ausschlag Gallenkamp	278	294	310
Thixotropie (Differenz aus den 2 Ausschläge	31	35	23
Scherbenstärke mm	8,0 - 8,5	9,05	9,2
Trockenschwindung %	2,0	2,4	2,1
Brennschwindung %	7,7	10,2	10,2
Gesamtschwindung %	9,2	12,3	12
Abbiegung mm	28,6	20,8	22,6
Wasseraufnahme %	0,02	0,00	0,02
AK 20-400°C	61	62	63
Rohbiegefestigkeit N/mm2	2,410	3,800	3,960
Biegefestigkeit N/mm^2	76	103	109

Wie man sieht hat man sehr gute Ergebnisse (siehe Tabelle 9) mit dem Versatz „FC+“ bekommen:

- eine sehr hohe Festigkeit von 109MPa, was einer Steigerung von 40% entspricht.
- eine sehr hohe Rohbiegefestigkeit, welche notwendig für das Handling der Teile im Produktionsprozess ist
- eine thermische Ausdehnung der Keramik, die unsere aktuelle Glasur in Druckspannung bringt und deswegen beständig macht.
- eine kleine Abbiegung, was zu geringerer Deformation der Teile im Ofen führt.
- eine relativ hohe Scherbenbildung (9,05mm nach 30min.)
- gute Gießwerte

Aus 40% Festigkeitssteigerung sollte man, die Wandstärke um ca. 20% reduzieren können. (siehe Abbildung 33)

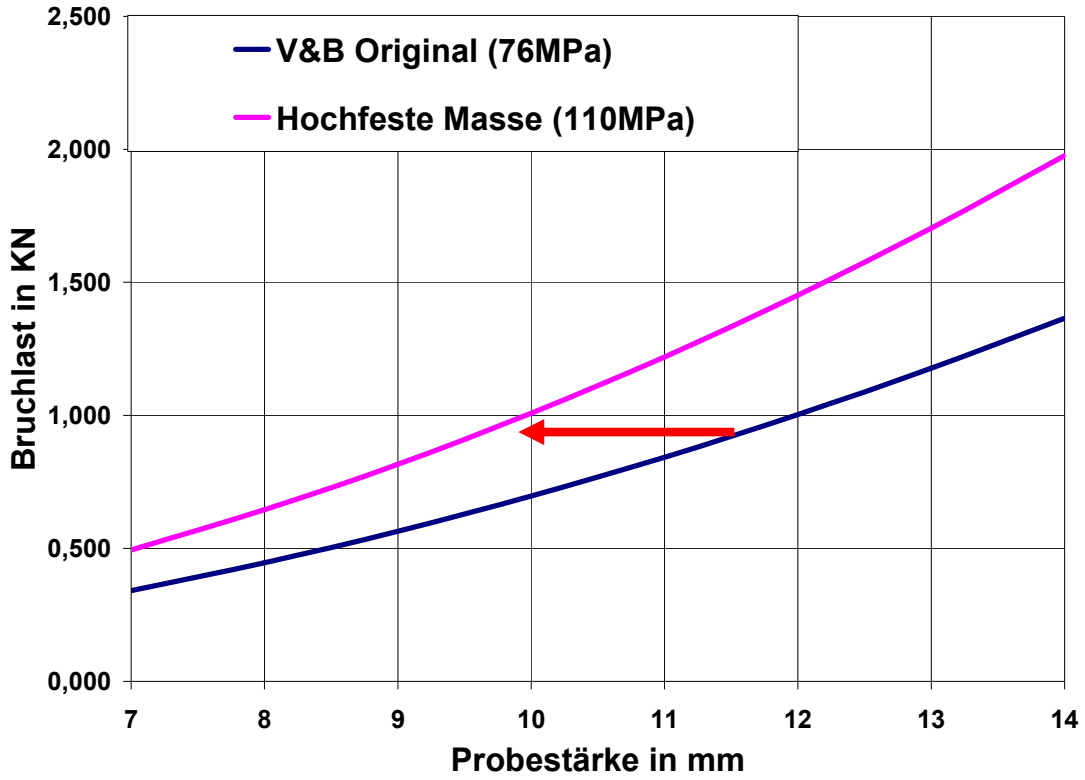


Abbildung 33: Mögliche Wandstärkenreduzierung durch Verwendung hochfeste Masse

7.1.3 Entwicklung von Leichtkeramiken

Die Leichtkeramiken bieten ähnlich wie hochfeste Basiswerkstoffe die Voraussetzungen zu

- Reduzierung der Umweltauswirkungen aus dem Prozess
- Reduzierung von Transport- und Handhabungsaufwand
- Gestaltungsmöglichkeiten und ermöglichen
- die Anwendung neuer Formgebungsverfahren

Vorversuche mit Sägemehl, Aerosil und herausbrennenden Kunststoffen führten zu Entmischungen des Schlickers bzw. erbrachten Hinweise, dass eine industrielle Formgebung nicht möglich ist.

Es wurden deshalb weitere Materialklassen auf ihre Eignung untersucht:

- Keramische Hohlkörper der Fa. 3M mit den Herstellerbezeichnungen G3125, G3150 und G3500
- Hohlglaskugeln von 3M Österreich mit der Bezeichnung S60

Abbildung 34 zeigt die Korngrößenverteilung der keramischen Hohlkörper und des WC-Druckgussschlickers

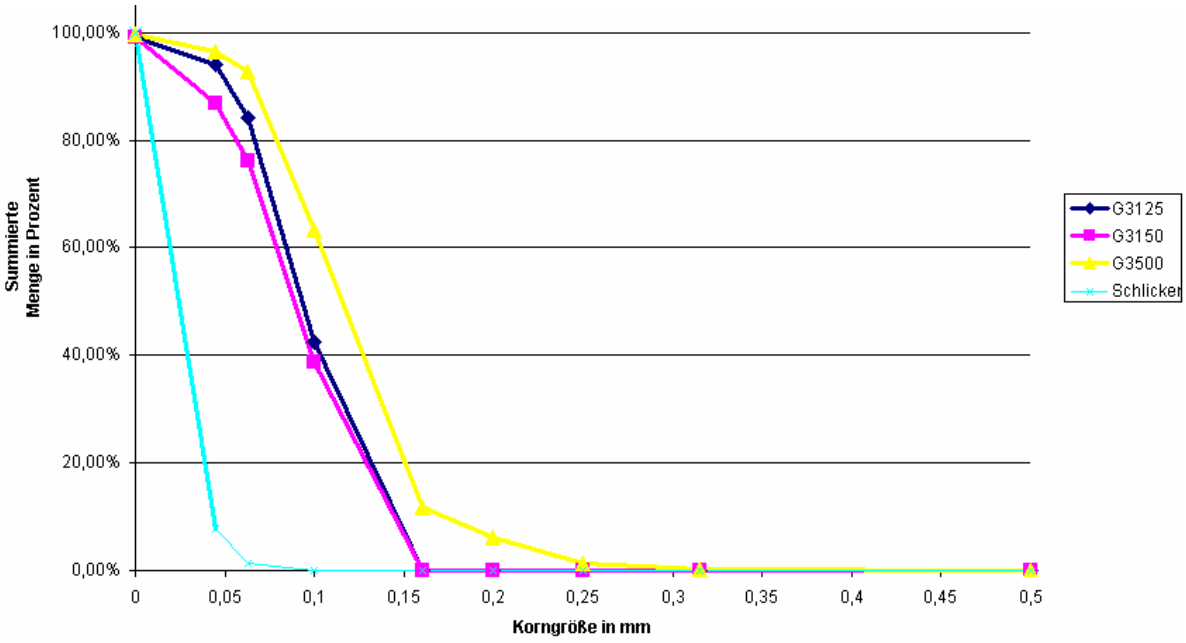


Abbildung 34: Korngrößenverteilung der keramischen Hohlkörper und des WC-Druckgussschlickers

Um eine entsprechende Gewichtsreduzierung zu erzielen wurden 20 Gewichtsprozent der keramischen Hohlkörper und 80 Gewichtsprozent Feststoff einer WC-Druckgussmasse mit Wasser und Verflüssiger zu einem Schlicker angemischt. Es ergab sich, dass die Gießbarkeit nur schwierig einzustellen ist und erst ab einem Litergewicht ab 1400g/l ein gießfähiger Schlicker zur Verfügung stand. Zur Charakterisierung der Schlicker und Massen wurden Prüfkörper in Gipsgussformen angefertigt.

Es wurden gießfähiger Schlicker erzeugt und die üblichen Probekörper zur Kennzeichnung der keramischen Parameter erzeugt (siehe Tabelle 10).

Tabelle 10 Vergleich der Kennwerte WC- Druckguss und Leichtkeramik

	Einheit	*WC-DG (Ref.)*	G3125 (~18%)	G3150 (~18%)	G3500 (~18%)	S60 (~18%)
Litergewicht	g/L	*1800*	1350	1350	1350	1350
Trockenschwindung	%	*2,4*	2,1	1,9	1,1	0,8
Brennschwindung	%	*8,5*	8,9	8,8	8,9	9,2
Gesamtschwindung	%	*10,9*	10,8	10,4	9,8	9,7
Rohbiegefestigkeit	N/mm^2	*1,9*	1,2	1,2	1,1	0,65
Gebranntbiegefestigkeit	N/mm^2	*65*	29	27	24	25
WAK $_{30-400}$	1/°C	*61*	54	54	51	55
H_2O-Aufnahme	%	*0,05*	0,84	1,74	1,99	8,16
Abbiegung	%	*30*	46	57	51	110
Raumgewicht	g/cm^3	*2.2*	1,6	1,6	1,5	1,4

Eine Gewichtsreduzierung von 27% führt zu einer Reduzierung der Biegefestigkeit von 55%.

Da auch Wasseraufnahme und Verarbeitungseigenschaften für den automatisierten Druckgußprozess ungeeignet waren, wurde die Bearbeitungsrichtung Leichtkeramik nicht weiter verfolgt und vorrangig Gewichtsreduktion über Festigkeitserhöhung angestrebt.

7.1.4 Produktionsversuche mit hochfesten VC- Basiswerkstoffen und Fertigungshilfsmitteln

7.1.4.1 Fertigung dünnwandiger WC im Gipsguss

Abbildung 35: Versuchsgießanlage für Gießversuche

Auf Basis des Versatzes FC+ wurden Produktionschargen angefertigt und auf der Batteriegießanlage wurden dünnwandige WC´s gefertigt.

Erste Versuche schlugen fehl, so dass eine Gießmaschine bestehend aus Behälter, Rührwerk und leistungsfähiger Pumpe zum Befüllen der Form gebaut werden musste, da sich andernfalls keine gleichmäßige Wandstärke produzieren ließ. Die produzierten WC`s wurden glasiert und den üblichen Normprüfungen unterzogen. Für die Wandstärke ergaben sich folgende Ergebnisse im Mittel (glasierte Teile) (siehe Tabelle 11):

Tabelle 11: Vergleich der Wandstärken von WC aus Standard- Werkstoff und hochfestem Werkstoff

Bereich	**Normalproduktion (mm)**	**Testproduktion Hochfest (mm)**
Kernguss am Wandanschluss	14,3	14,3
Spülrand hinten	9,3	7,4
Zunge	10,3	10,3
Wandanschluss unten	10,9	10,9
Siffon unten	11,1	9,1
Kessel im Siffonbereich	10,5	8,5
Kessel Mitte	11,0	8,6
Kessel vorne oben	10,3	8,2
Wasserrand vorne	10,0	7,8

Es ergab sich eine Gewichtreduktion der glasierten Teile in Mittel von 13%. Im Kessel und Wasserrandbereich wurde die Wandstärke um etwa 20% reduziert. Um das gesamte WC näher an die Zielvorgabe zu bringen wurden drei Formen auch im Kerngussbereich reduziert. (in Tabelle 11 farbig unterlegt)

An den WCs aus hochfester Masse wurde eine komplette Überprüfung der Maßhaltigkeit nach EN98, des Spülverhaltens und der Belastungsfähigkeit nach EN997 KL.1 durchgeführt. (siehe Abbildung 36)

Maßhaltigkeit

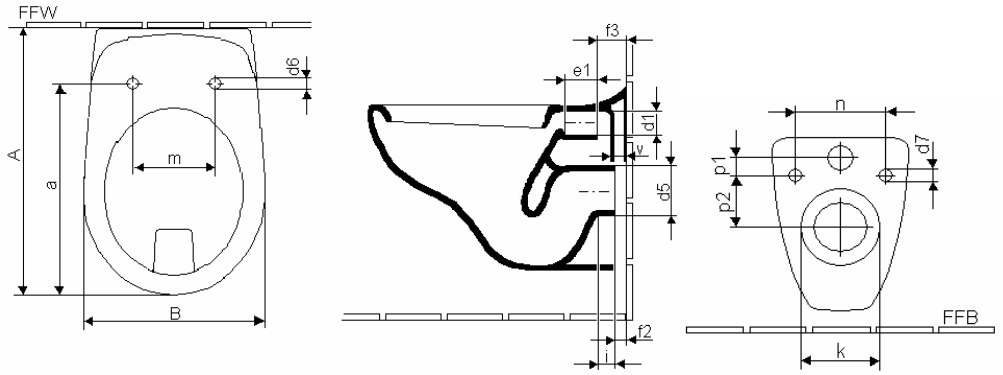


Abbildung 36: Messpunkte am WC zur Überprüfung der Normkonformität

Tabelle 12: Ergebnisse der Maßkontrolle

Bez.	Bedeutung	Soll	Normal	Hochfest
A	Gesamtausladung	490	494	478
B	Gesamtbreite	350	347	345
d1	Innendurchmesser des Zulaufstutzens	55 +3 / -1	55	53
d5	Außendurchmesser des Ablaufstutzens	102 +/- 5	102	100
d6	Durchmesser des Befestigungsloch WC-Sitz	15 +/- 2	16	15
d7	Durchmesser der Befestigungslöcher	25 +/- 3	25	25
n	Abstand zwischen den Achsen der Befestigungslöcher	180 +/- 5	183	180
m	Abstand zwischen den Achsen der Befestigungslöcher (WC-Sitz)	155 +/- 10	155	154
a	Vorderkante bis Mitte Befestigungslöcher (WC-Sitz)	430 +/- 10	423	407
e1	Tiefe des inneren zylindrischen Teils bis zum Anschlag	min. 25	40	37
f3	Abstand zwischen der Rückwand des Beckens und der Stirn- fläche des Zulaufstutzens	min. 15	32	30
f2	Horizontaler Abstand zwischen der Stirnfläche des Stutzens und der Rückwand des Beckens	min. 15	18	18
i	Länge des äußeren zylindrischen Teils des Stutzens	min. 40	45	43

	ohne Rillen			
k	Durchmesser des Freiraums um den Ablaufstutzen	min. 150	170	156
p1	Vertikaler Abstand zwischen der Achse der Befestigungslöcher und der Achse des Zulaufstutzens	35 +/- 5	36	34
p2	Vertikaler Abstand zwischen der Achse der Befestigungslöcher und der Achse des Ablaufstutzens	100 +/- 5	100	96
V	Wanddicke im Bereich des Befestigungslöcher	Max. 75	44	43

Belastungsfähigkeit und Wasseraufnahme

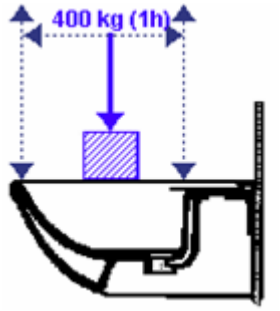


Abbildung 37: Schematische Darstellung des Belastungsversuches

Die WC´s wurden der üblichen Belastungsprüfung unterzogen. Es gab mit 400kg keine Beanstandung, um abzuschätzen ob weitere Reduktion der Wandstärke im Kerngussbereich risikolos möglich ist wurden WC´s mit 800kg geprüft, auch diese Belastung hielten die WC´s stand. Die Wasseraufnahme der im Produktionsofen gebrannten Teile entsprach im Mittel mit 0,5% ebenfalls der Normanforderung (siehe Abbildung 37), da auf der Versuchsgießanlage die Möglichkeiten der Raumbelüftung und der Formentrocknung eingeschränkt waren.

Die Teile wurden mit Standardglasur glasiert und gebrannt, da der Scherben jedoch deutlich heller war lagen Sie farblich außerhalb des Toleranzbereiches. Wegen diesen Farbabweichungen und der geringeren Größe (siehe Tabelle 12) mussten die Teile verschrottet werden.

Spülprüfung

Bei der Spülprüfung gab es keinerlei Beanstandung auch die V&B internen Test wurden bestanden.

Weitere Versuche wurden auf einer Batteriegießanlage mit Modell 6722 durchgeführt. (siehe Abbildung 38)

Abbildung 38: Produktionsgipsgussanlage

Bei komplexen Modellen zeigt die Masse Probleme beim Entformen und die Teile neigen zur Deformation (siehe Abbildung 39)

Abbildung 39: Groß WC 6722 aus Batteriegussfertigung

7.1.4.2 Druckgussversuche mit hochfester Masse

Für die Druckgussversuche wurde eine einfache Form benutzt, da wegen der niedrigen Viskosität die Form schlecht dichtete.

Das Auslaufverhalten war gut. (siehe Abbildung 40; Abbildung 41; Abbildung 42)

Abbildung 40: Dreifachform auf Waschtischpresse

Abbildung 41: Probestücke nach dem Ausformen

Abbildung 42: Probestücke bei der Grünbearbeitung

Zur Großserienfertigung sollen noch detaillierte Berechnungen und Spezifikationen bezüglich:

- Rohstoffeinsatzkosten
- Farbe
- Abbiegung im Brand
- Plastizität und Durchtrocknung

erstellt werden.

7.1.4.3 Produktionsversuche zur Verbesserung der Verarbeitungseigenschaften der hochfesten Masse

Im Hinblick auf die spätere Verarbeitung der hochfesten- Masse auf Druckgießmaschinen wurden verschiedene Versuche durchgeführt, die Verarbeitungseigenschaften auf Druckgießmaschinen positiv zu beeinflussen. Die nachfolgende Tabelle (Tabelle 13) gibt eine Übersicht.

Tabelle 13: Produktionsversuche zur Erhöhung der Produktionssicherheit von Teilen aus hochfester Masse

Versuch-Nr.	Testnummer	Maßnahme	Ergebnis	Teile	Rohbruch	Glattbruch	Summe
9529	ohne	Probemasse WT2,D607, 5133-12	keine Verbesserung	82	8	50	58
9530	ohne	Stege ohne Garnierschlicker 6600/10 DF 36, 37, 38	keine Verbesserung	394	38	104	142
9531	ohne	Umstellung Masseversorgung	keine Verbesserung	124	15	2	17
9532	M55/798	Versatznummer M55/798 16t- Ansatz	keine Verbesserung	343	104	13	117
9525	ohne	Probemasse	keine Verbesserung	756	136	152	288
9526	ohne	Probe- Masse für Rohr- Stöpsel	keine Verbesserung	330	n.e.	82	82
9473	M 55/770-29	Erprobung neuen organischen Zuschlages zwecks Erhöhung der Scherbenbildungsgeschwindigkeit	Produkt führt zu 8% Verbesserung,	2198	459	220	679
9487	M 55/770-41	Änderung der Hartstoffmischung mit dem Ziel die Spannungsrissanfälligkeit zu vermindern	Scherbenbildung nicht ausreichend, bei geringeren Schlieren	1106	247	199	446
9506	M 55/802	Organischer Zusatz zur Erhöhung der Rohbruchfestigkeit	Scherbenbildung deutlich vermindert, keine Verbesserung	105	18	7	25
9507	M 55/803	Talkum zur Verbesserung der Rückbrandstabilität	Verbesserung des Rückbrandverhaltens - Verminderung AK - erhöhte Glasurspannung - verschlechterte Standfestigkeit - Deformationsgefahr	122		34	34

Ergebnis:

Die Fertigungsparameter müssen im Hinblick auf Prozesssicherheit und - Stabilität unter Berücksichtigung der Verkettung der einzelnen Produktionsschritte nach Abschluss des Projektes ausgearbeitet werden.

Es konnten organische Zuschläge großtechnisch erprobt werden, die die Rohfestigkeit weiter erhöhen, so dass die zu fertigenden dünneren Teile in der Produktion manipuliert werden können.

7.1.5 Überprüfung zur Produktionsmachbarkeit und Montagesicherheit

7.1.5.1 Vereinfachte Spannungsanalyse an einer einfachen Geometrie

Bei der Entwicklung einer neuen Masse ist es sehr wichtig die Glasur zu berücksichtigen. Die Ansprüche an Glasuren sind sehr vielseitig. An erster Stelle erwartet man von einer Glasur einen guten Sitz, d.h. weder Abplatzungen noch Risse. Im flüssigen Zustand kann sich die Glasur der Kontraktion des Scherbens bei der Abkühlung leicht angleichen. Nach überschreiten der Transformationstemperatur ist aber die Glasur ebenfalls ein Festkörper und ihrer eigenen Kontraktion unterworfen. Eigenspannungen können sich dann in Scherben Glasur aufbauen. Die Eigenspannungen müssen so klein wie möglich bleiben und die Glasur soll sich in Druckbereich befinden, so dass die Glasur auf die neue Masse passt.

In einem ersten Schritt sind die Eigenspannungen für einen vereinfachten Fall („eine dünne Platte“) analytisch berechnet worden.

Man berechnet aus den verschiedenen Wärmeausdehnungen und der entstehenden

Biegung die Eigenspannungen und die Krümmung (Hooke’sche Gesetz):

$$\sigma = \frac{(\alpha_1 - \alpha_2)\Delta T}{\frac{1-\nu_2}{E_2} + \frac{1-\nu_1}{E_1}\frac{d_2}{d_1}} \quad , \qquad \text{Gl. 1}$$

wobei σ der Spannungsaufbau für ein Temperaturinkrement ΔT ist, α_i Wärmeausdehnungskoeffizient (WAK) des Materials i, E_i Elastizitätsmodul, ν_i Kontraktionszahl, d_i Materialstärke.

Abbildung 43 zeigt die Dilatometerkurven der Standardmasse für WC, der hochfesten Masse sowie der Standard-Weißglasur. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Kurven der Massen (hell und dunkel blau) höher als die der Glasur liegen, was zu Druckspannungen in der Glasur führen sollte.

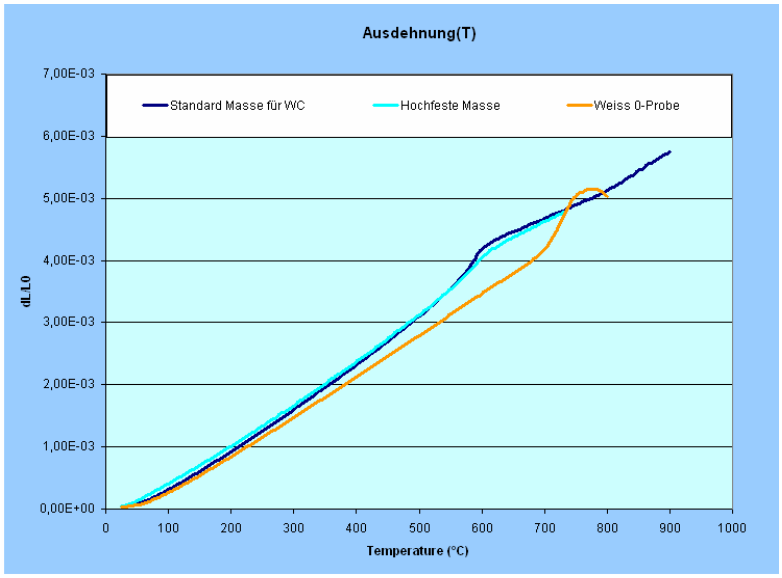


Abbildung 43: thermische Ausdehnung der Standard Keramik, der hochfesten Keramik und der Standard Glasur (gemessen mit dem Dilatometer DIL 402 PC der Fa. Netzsch)

Es ist von Interesse die Kopplungstemperatur Glasur-Scherben genau zu bestimmen. Dafür hat sich ein neues Messsystem als erfolgreich erwiesen. Mit dem Fleximeter (siehe Abbildung 44) der Fa. Expert System Solutions wird die Krümmung einer glasierten Probe während der Abkühlung in dem Ofen gemessen. Die Krümmung der Probe entsteht auf Grund der unterschiedlichen Ausdehnungen von Glasur und Scherben. Mit diesem Messsystem kann man realitätsnah genau bestimmen, wann die Glasur so zäh ist, dass sich Eigenspannungen aufbauen. Der Transformationspunkt der Weiß-Glasur ist mit T= 730°C bestimmt worden: (siehe Abbildung 45)

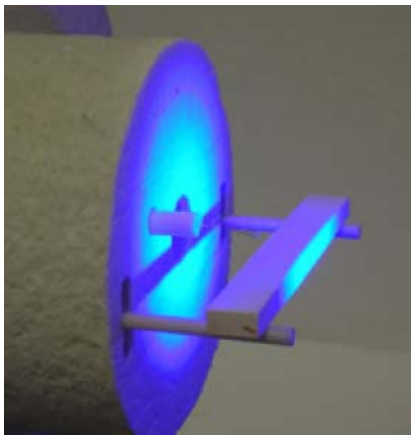


Abbildung 44: glasierte Probe im Fleximeter

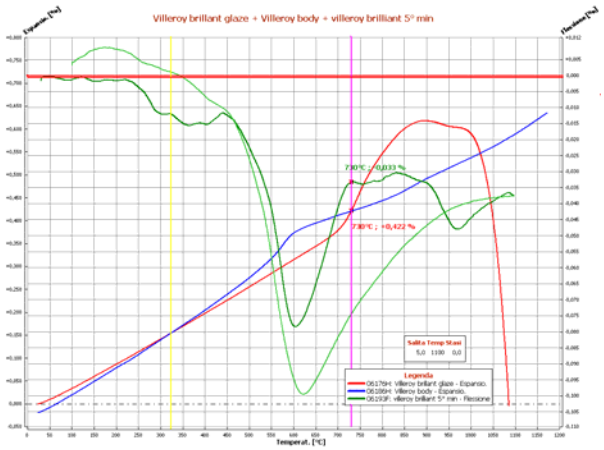


Abbildung 45 Analyse der gemessenen Krümmungskurven

Die aufgebauten Spannungen während der Abkühlung von T=730°C bis zu Raumtemperatur werden mit der Gleichung 1 und in Abbildung 46 dargestellt.

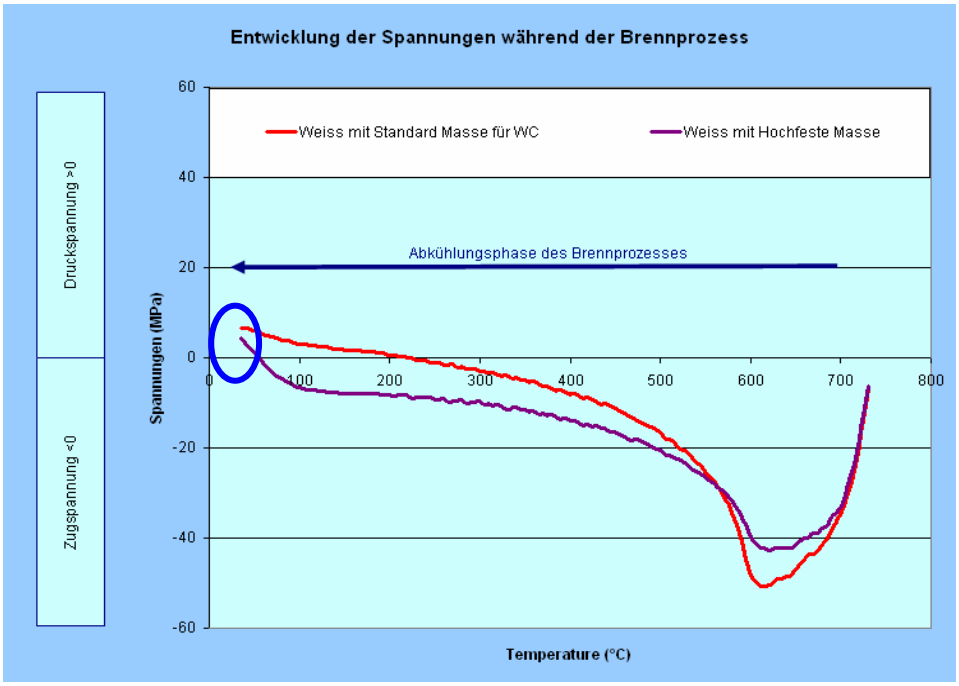


Abbildung 46: Entwicklung der Spannungen während des Brennprozesses

Es ist zu sehen, dass sowohl die Weiß-Glasur mit der Standard Masse für WC, als auch die Weiß-Glasur mit der neuentwickelten hochfesten Masse bei Raumtemperatur fast die gleiche Druckspannung haben. Die Glasur muss deswegen nicht weiterhin angepasst werden. Man sieht außerdem, dass sich weniger Zugspannung während des Quarzsprungs bei 573°C aufbaut. Die Gefahr von Spannrissen während der Abkühlung im Ofen ist deswegen reduziert.

Diese vereinfachte Spannungsanalyse zwischen Glasur und Scherben berücksichtigt andere wichtige Prozessparameter wie die Temperaturverteilung im Stück während der Abkühlung im Ofen oder die Geometrie nicht, die einen erheblichen Einfluss auf den Spannungsaufbau haben können. In numerischen Simulationen mit der Methode der finiten Elemente (FEM) können solche Parameter berücksichtigt werden und sind deswegen in diesem Projekt eingesetzt worden.

Zuerst war es wichtig zu prüfen, dass die berechneten Druckspannungen in der Glasur trotz inhomogener Temperaturverteilung im Ofen in Ordnung sind. Der Einfluss der Geometrie wurde mit der Berechnung der Spannungen auf Grund der Eigengewichte simuliert.

7.1.5.2 FEM- Simulation zur Spannungsoptimierung

7.1.5.2.1 Simulation der Spannungsaufbau zwischen Scherben und Glasur anhand einer Stegerprobe

Um mit dem Verfahren der finiten Elementen Methode Simulationen durchführen zu können, ist es notwendig, die mechanischen sowie thermischen Kennwerte der zum Einsatz kommenden Werkstoffe zu untersuchen.

Fa. Netzsch konnte den E-Modul in Abhängigkeit der Temperatur bestimmen (siehe Abbildung 47).

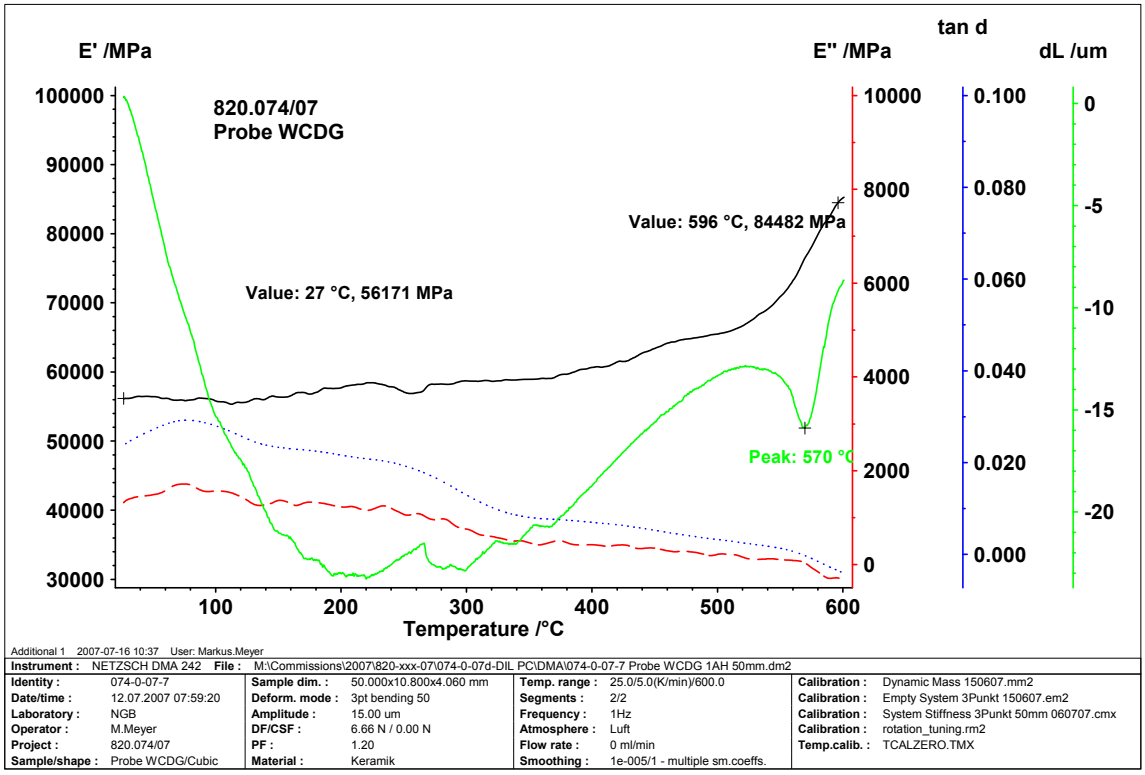


Abbildung 47: Messung der E-Modul in Abhängigkeit der Temperatur mit der DMA 242 C - Dynamisch-mechanischer Analysator der Fa. Netzsch.

Der Elastizitätsmodul E unserer Standard-Masse beträgt 56GPa bei Raumtemperatur und 84,5GPa bei 600°C. Diese Steigerung ist auf die Quarzumwandlung bei 574°C zurückzuführen. Leider konnte durch diese Messmethode der Poisson'sche Koeffizient nicht ermittelt werden und muss zuerst als konstant angenommen werden.

Beim Fraunhofer Institut für keramische Technologien und Systeme (IKTS) Dresden wurde die Wärmeleitfähigkeit in Abhängigkeit der Temperatur ermittelt (siehe Tabelle 14).

Tabelle 14: Messung der thermischen Eigenschaften der Masse vom IKTS - (Dynamische Differenzkalorimetrie (DSC) und die Laser-Flash-Analyse (LFA) sind dafür verwendet worden.

Temperatur °C	Dichte g/cm³	spezifische Wärmekapazität J/(g K)	Temperaturleit-fähigkeit mm²/sec	Wärmeleitfähigkeit W/(m K)
20	2.30	0.67	0.80	1.23
100	2.31	0.90	0.70	1.46
200	2.30	1.00	0.65	1.50
300	2.30	1.06	0.60	1.47
400	2.30	1.10	0.57	1.44
500	2.29	1.13	0.57	1.48
600	2.28	1.16	0.61	1.61
700	2.28	1.18	0.62	1.66

Mit diesen Werten lässt sich eine FEM- Simulation durchführen.

Ziel ist in einem ersten Schritt die Temperaturverteilung in einem keramischen Teil zu simulieren, so dass man in einem zweiten Schritt die entsprechenden Ausdehnungen und Spannungen simulieren kann.

Um die FEM- Simulation zu verifizieren ist die von Steger entwickelte Probe ausgesucht worden: Ein einseitig glasierter keramische Streifen (siehe Abbildung 48) wird in einem Ofen erhitzt und abgekühlt. Durch die beim Abkühlen entstehenden Spannungen tritt eine Biegung des Stabes ein, die hinterher gemessen werden kann.

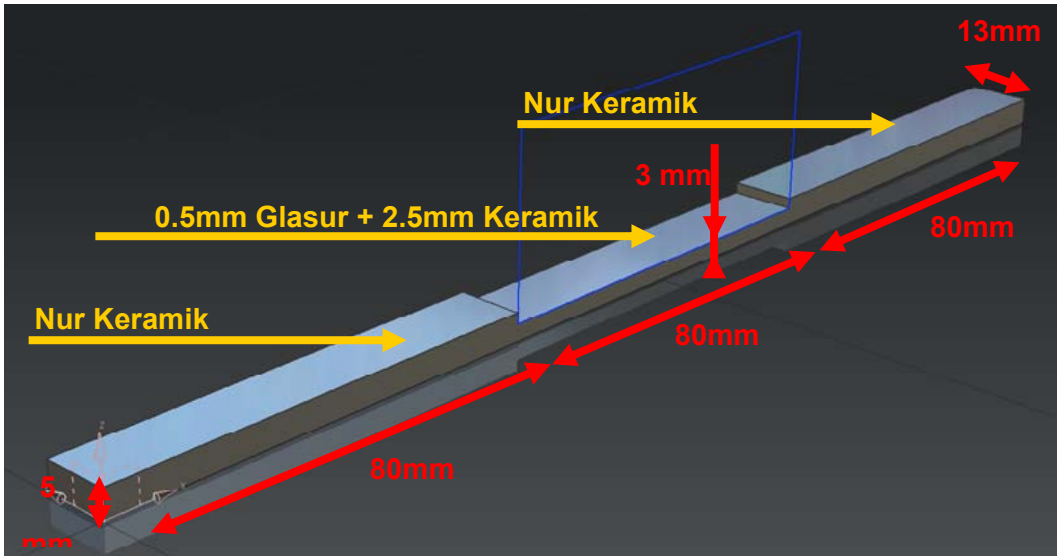


Abbildung 48: 3D CAD_Modell einer Stegerprobe in NX6

Die Steger Probe wird in dem Ofen hängend positioniert, damit das Eigengewicht in diesem Fall keine Rolle spielt. In dieser Simulation ist die Standard Ofen Kurve eines Produktionsofens benutzt worden. In einem ersten Schritt sind die Temperaturunterschiede innerhalb der Stegerprobe simuliert worden. In Abbildung 49 ist es deutlich zu sehen, dass der dünne keramische Scherben schneller kalt wird als der dickere. Die Wärme geht durch Konvektion und Strahlung über die Oberfläche verloren und der Kern der Probe bleibt am wärmsten.

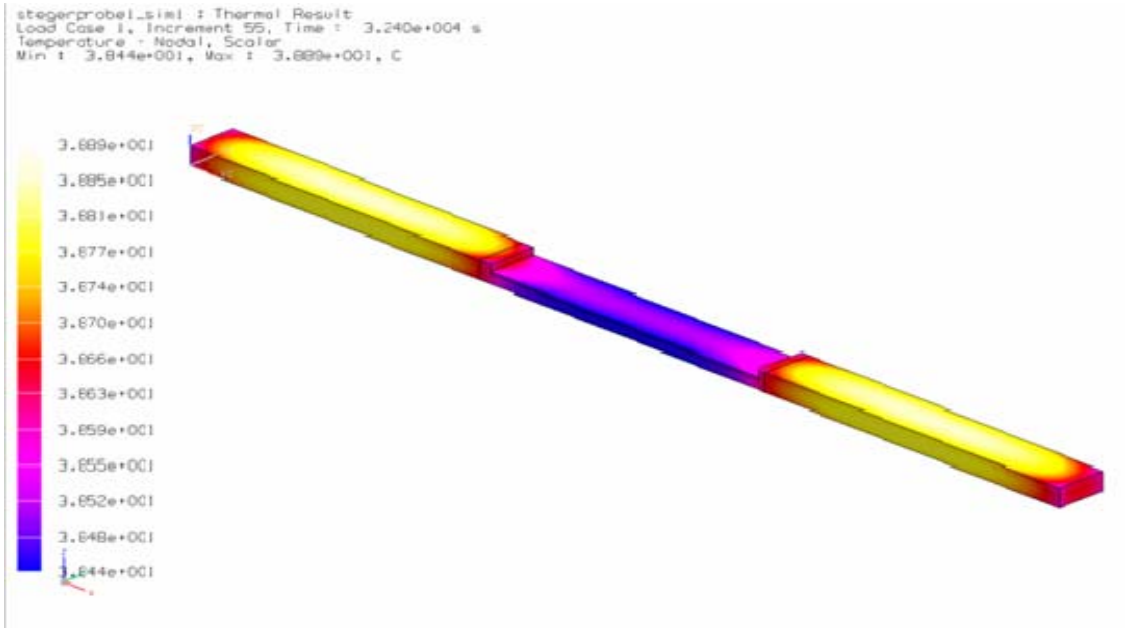


Abbildung 49: Ergebnisse der Temperatursimulation nach 540 Minuten (Ende der Abkühlung) mit dem Software NX-Nastran

Unter Berücksichtigung der inhomogenen Temperaturverteilung in der Probe kann man nun den realitätsnahen Spannungsaufbau während der Kühlung im Ofen simulieren. In Abbildung 50 sieht man, dass die Glasur am Ende der Kühlung unter Druckspannung ist, was Produktionsproblemen vorbeugt.

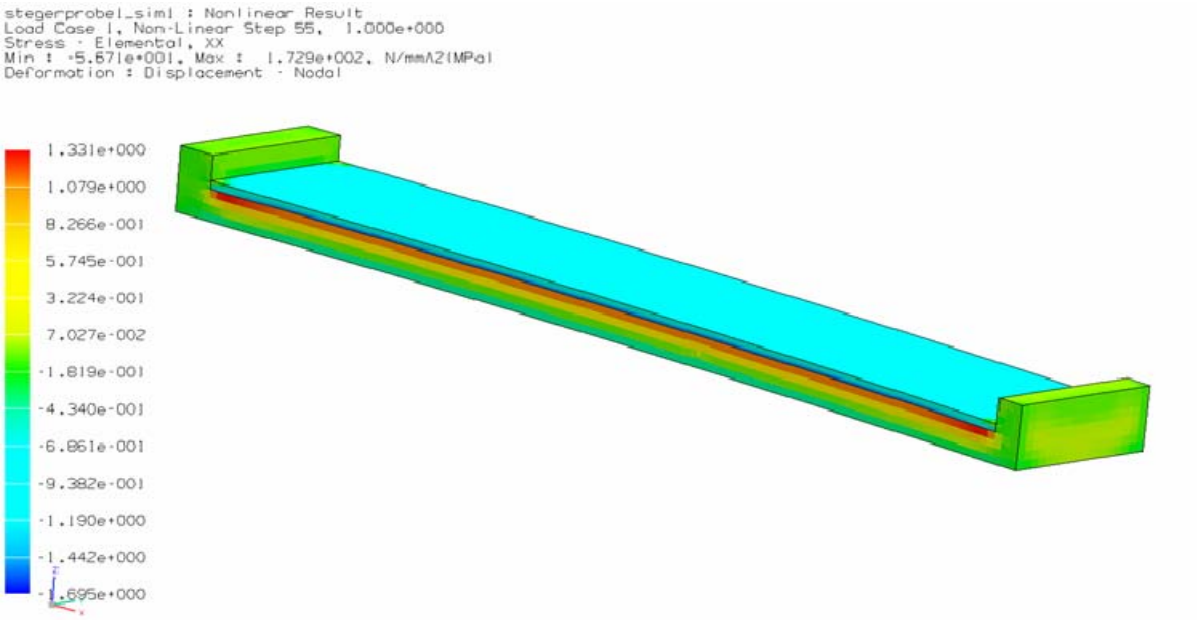


Abbildung 50: Normal Spannung in Richtung X nach 540 Minuten mit dem Software NX-Nastran. Die Glasur ist in Blau dargestellt (Druckspannung)

Diese Simulation kann man leider nicht für ein ganzes WC durchführen, da die dünne Glasurschicht eine sehr feine Vernetzung verlangt und die Rechenzeit dadurch zu hoch wird. Diese Simulation erlaubt uns aber die Temperaturverteilung im Stück zu berücksichtigen und somit die Ausdehnungskoeffizienten der Masse und Glasur produktionssicher einzustellen.

7.1.5.2.2 Simulation des Eigengewichtes eines WC

Das Eigengewicht spielt eine große Rolle. Es verursacht Deformation und Spannungen im Produkt, die bei der Konstruktion berücksichtigt werden müssen. Diese Spannungen dürfen nicht zu hoch sein, damit die Teile Wärmebehandlungsprozesse, sowie Handling gut überstehen können. Auch wenn das WC beim Endkunden montiert ist, wird es stark beansprucht. Die EN997 verlangt deswegen, dass montierte WC eine Last von 400Kg aushalten.

Besonders wichtig ist die Simulation des Eigengewichtes für dieses Projekt, da der Ansatz einer neu entwickelten hochfesten Masse zu einer Reduzierung der Wandstärke führen soll. Die Verbesserung der Zugfestigkeit der Keramik sagt uns aber nicht, ob ein Artikel überall dünner werden darf. Die Simulation soll Schwachstellen aufzeigen, die für die optimale Geometrieoptimierung des Produktes notwendig sind.

Mit Hilfe der neu angeschafften Flächenrückführungssoftware, ist es möglich V&B-intern die komplexen Geometrien unserer Artikel zu scannen und daraus CAD Daten zu erzeugen, die für die FEM- Simulation mit NX-Nastran benötigt werden.

In Abbildung 51 werden das SparWC Omnia Architectura GreenGain (Links) und das Standard WC SUBWAY (Rechts) verglichen. Im Produktionsprozess stehen die WC´s auf der Rückseite. Unter Berücksichtigung der Schwerkraft sind die Spannungen im Artikel im Roh- zustand (vor dem Brand) berechnet worden. Man sieht, dass das SparWC im Bereich Siphon sehr günstig im Vergleich zum WC-SUBWAY gebaut wurde. Die Verkantung an der Basis des SparWC's ist etwas ungünstig und führt zu Zugspannungen (in rot auf dem Bild) in diesem Bereich. Diese Zugspannungen sind allerdings in der Größenordnung von 0.3MPa. Die Rohfestigkeit unserer Keramik liegt bei 3MPa also um Faktor 10 höher. Diese Spannungen sind von daher unkritisch. Diese Simulation zeigt uns aber eine Schwachstelle dieser WC, die wir bei die Reduzierung der Wandstärke berücksichtigen müssen.

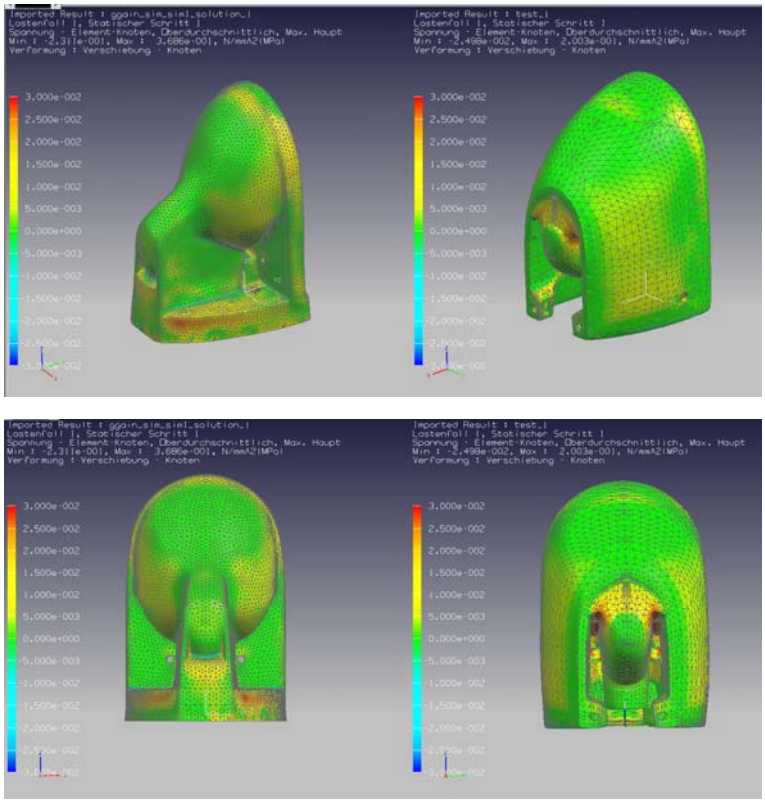


Abbildung 51: maximale Normalspannungen unter die Schwerkraft des sparWCs Omnia Architectura GreenGain (Links) und des Standard WC SUBWAY (Rechts)

In Abbildung 52 ist das SparWC an der Wand befestigt. Wie in der Norm EN997 ist eine Last von 400Kg auf dem WC aufgebracht. Die maximalen Zugspannungen betragen ca. 5MPa. Unsere Masse hat eine Zugfestigkeit von ca. 40MPa (siehe Abbildung 30) also 8 Mal höher. Die Wandstärke könnte noch reduziert werden, falls die Handhabung der ungebrannten Teile es zulässt.

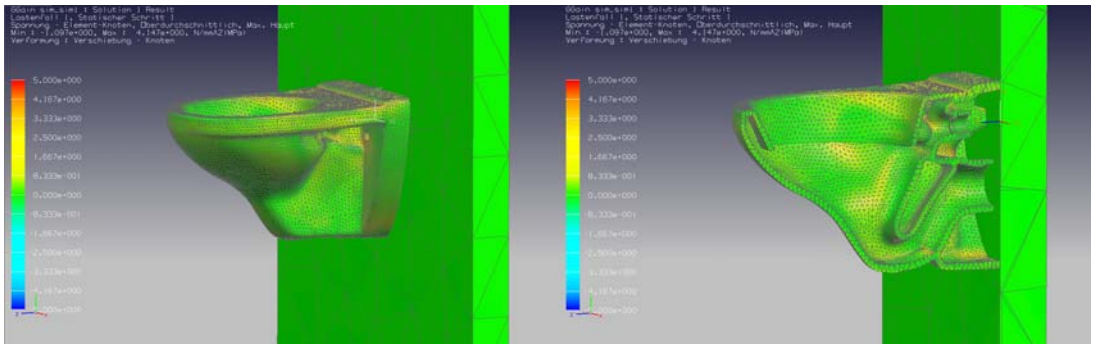


Abbildung 52: maximale Normalspannungen unter 400Kg (Norm EN997) des an die Wand befestigte sparWCs Omnia Architectura GreenGain.

7.2 Technische Entwicklung

7.2.1 Stand der Wissenschaft und Technik der WC- Spülung

Heutzutage gilt eine 6 Liter-Spülung als Standard in der WC-Beckentechnik. WC-Becken, Spülkomponenten und Entwässerungsleitungen sind auf diese Wassermenge abgestimmt und sorgen in Kombination für ein sauberes Ausspülverhalten des Klosettbeckens und den Abtransport der Fäkalien in der Entwässerungsleitung. Man spricht in diesem Fall von 6 Liter-WC-Keramik bzw. Spülkästen mit einem 6 Liter Spülvolumen. Produkte dieser Art sind in den einschlägigen europäischen (DIN EN 997) und nationalen Normen eindeutig geregelt, Schnittstellen zwischen den Komponenten (WC-Becken, Spültechnik und Entwässerungsleitung) sind eindeutig definiert.

Im letzten Jahrzehnt konnte von Seiten der Spültechnik der Wasserverbrauch bei der Nutzung dieser WC-Becken durch die Entwicklung der sogenannten „2-Mengen-Spültechnik“ weiter gesenkt werden (Villeroy & Boch AG, erster europäischer Anbieter der 2 - Mengenspülung, 3 und 6 Liter für Wasserkästen gemeinsam mit Geberit, 1996). Hier entscheidet der Nutzer in Abhängigkeit vom Geschäft mittels zweier Auslösetasten über das abgegebene Wasservolumen. Standardmäßig wird eine Großspülmenge von ca. 6 Litern und eine Kleinspülmenge von ca. 3 Litern zur Verfügung gestellt.

95 % aller Neuanlagen mit wandhängenden WC werden europaweit mit dieser Technik ausgerüstet. Ein kleiner Teil der verbleibenden Anlagen werden aus diversen Gründen noch mit 9 Liter-Spülvolumen ausgerüstet, bzw. mit im letzten Jahrzehnt entwickelten 4,5 Liter-WC ausgestattet (Villeroy & Boch AG, erster Anbieter von 4,5 Liter WC als serienimmanenter Bestandteil einer Kollektion, 1998). Hier konnte nochmals eine Volumenreduzierung durch optimierte WC-Beckengeometrien erreicht werden. Eine weitere Reduzierung des Wasservolumens unter Verwendung bestehender Schnittstellenstandards erscheint jedoch vor dem Hintergrund der Flächenbespülung und Ausspülleistung des WC nicht mehr möglich.

Bei all den beschriebenen Anlagen wird dem Klosettbecken über ein zentrales Spülrohr Spülwasser zur Verfügung gestellt, welches dann innerhalb des WC-Beckens durch entsprechende Ausformung des Beckens bzw. eingebrachte Zentralkunststoffverteiler für eine normgemäße Spülung sorgt (Abbildung 53; Abbildung 54). Da eine hohe Abhängigkeit zwischen Ausspülleistung und Keramikbrand besteht, wird das Ausspülverhalten mit einer hohen Toleranz versehen, da beim Keramikfertigungsprozess ebenfalls hohe Fertigungstoleranzen bestehen. D.h. eine Optimierung der Kombination hinsichtlich Spülwassermenge findet nicht statt. Schaut man sich ein klassisches WC-Becken (Abbildung 55; Abbildung 56) vor dem Hintergrund der Druckverlustsituation an, lässt sich feststellen, dass ein Großteil des durch die Spültechnik zur Verfügung gestellten Wasserdrucks ohne Nutzen vernichtet wird.

Im Rahmen des Projektes sollten diese Druckverluste minimiert werden.

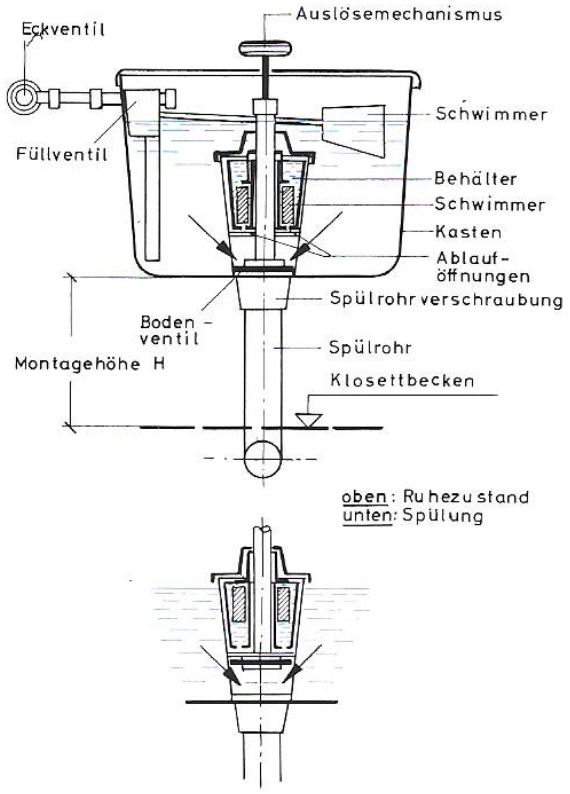


Abbildung 53: Bauelement und Funktion des Spülkastens [53]

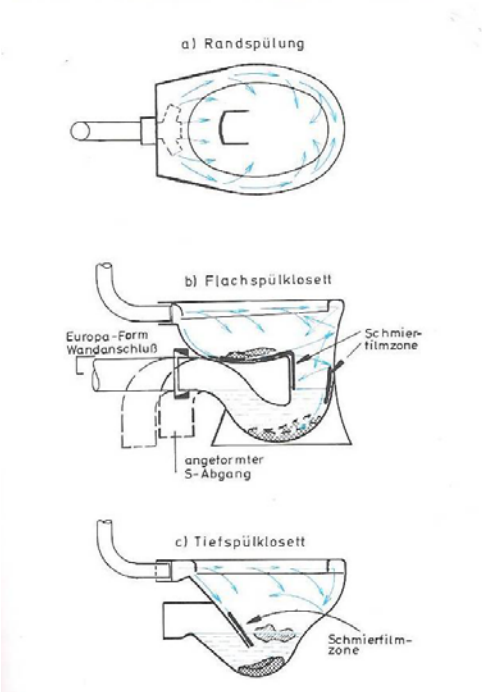


Abbildung 54: Kosett-Bauarten und Spülwasserführung [53]

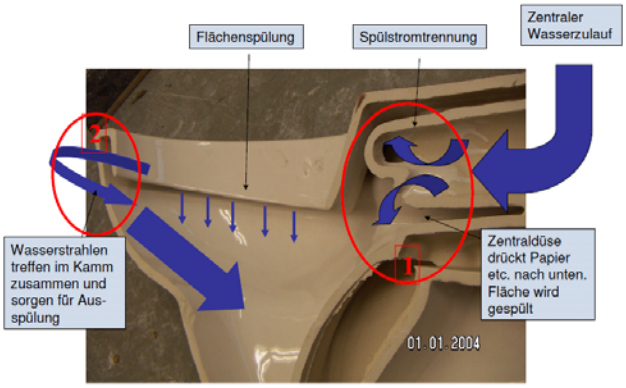


Abbildung 55: : WC-Schnitt Spülrand

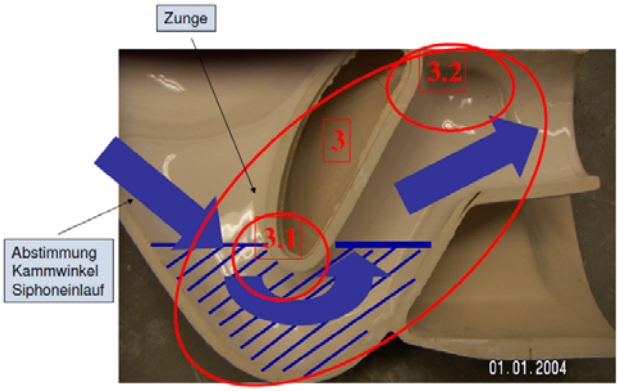


Abbildung 56: WC-Schnitt Siphon

7.2.2 Optimierungspotential einer herkömmliche Klosettanlage mit 6L Wasserspülung

Generell bestehen Klosettanlagen aus den folgenden Komponenten:

- Spülkasten
- Klosettbecken
- Abflussleitung

Jede Komponente kann zur Optimierung der Spüleigenschaften einer Toilettenanlage beitragen. Aus Erfahrung weiß man, dass der Wasserverteiler und der Siphon eine wichtige Rolle spielen. Der Wasserverteiler soll das Wasser links und rechts in dem WC verteilen, damit sich vorne in der Beckenmitte ein Schwall bilden kann. Dieser Schwall soll kraftvoll sein, damit das Papier und die Fäkalien, sowie das im Siphon stehende Wasser aus dem Klosett transportiert werden können (siehe Abbildung 57).

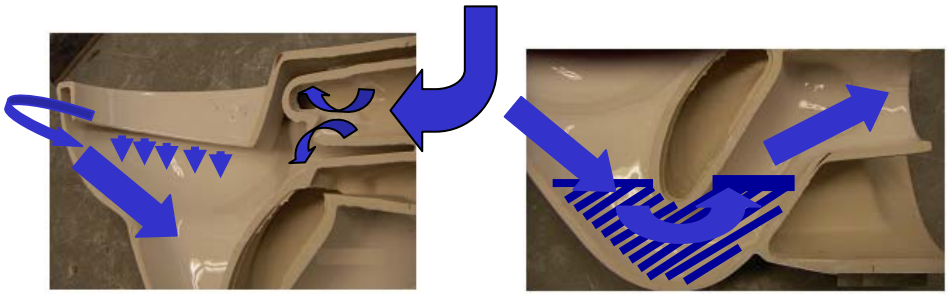


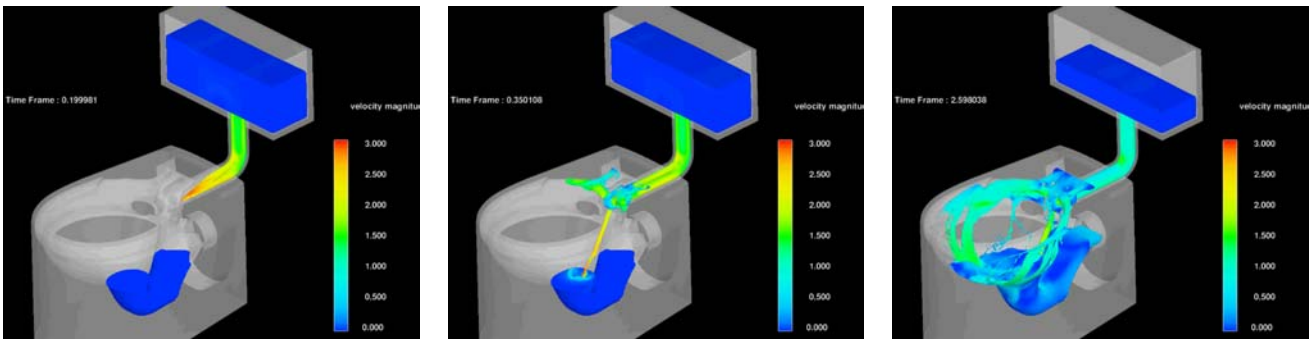
Abbildung 57: Schematische Darstellung des Prinzips einer Toilettenspülung

Bei den Untersuchungen an verschiedenen WC-Modellen und Spülkastenelementen konnten sehr große Unterschiede festgestellt werden. Die gemessenen Spülströme im Zufluss sowie im Ausfluss können sehr unterschiedlich sein. Eine genauer Grund dafür ist aber schwer festzustellen, da man nicht in der Toilette sehen kann, wie das Wasser sich verhält, und innerhalb des WCs die Messmöglichkeiten sehr beschränkt und aufwändig sind. Der Einsatz der Strömungssimulation hat sich in diesem Fall sehr vorteilhaft gezeigt. Wir haben Erkenntnisse über dem Spülvorgang gewonnen, die experimentell nicht oder nur schwer zu gewinnen gewesen wären. Die Ergebnisse konnten wir im Vergleich zu aufwändigen Laborversuchen schnell erzielen und die Entwicklung beschleunigen.

7.2.2.1 Optimierungspotential eines herkömmlichen WC's mit 6L Spülmenge

Als erstes ist die Spülung eines guten herkömmlichen WC's mit 6L Spülmenge simuliert worden. Damit sollten strömungsungünstige Stellen und deren Ursachen definiert werden. In *Abbildung 58* sind Bildaufnahmen dieser Simulation zu sehen. Die Skala beschreibt die Geschwindigkeit des Wassers. Die Geschwindigkeit reicht von0ms^{-1} (blau) bis 3 ms^{-1} (rot). Das Wasser kommt zuerst sehr schnell aus dem Wasserkasten (bis 3ms^{-1}). Dann trifft das Wasser den Wasserverteiler und wird stark gebremst. Das Wasser wird vom Wasserverteiler zuerst nach hinten in Hohlräume geleitet. Erst wenn die Rohrleitung zwischen Spülkasten und WC voll mit Wasser ist, wird das Wasser richtig verteilt. Dazwischen vergeht viel Zeit

und Wasser geht verloren. Es lässt sich auch erkennen, dass das Wasser im Siphon sich nur sehr langsam und inhomogen in Bewegung setzt.



Das Wasser kommt schnell in dem WC rein

Das Wasser wird durch den Wasserverteiler gebremst. Ein Teil des Wassers geht in Hohlräume verloren.

Das Wasser im Siphon kommt nur langsam in Bewegung

Abbildung 58: Analyse der Simulation der Spülung eines WCs mit herkömmlichem Wasserverteiler

Die Ziele für die Spülungsoptimierung wurden definiert:

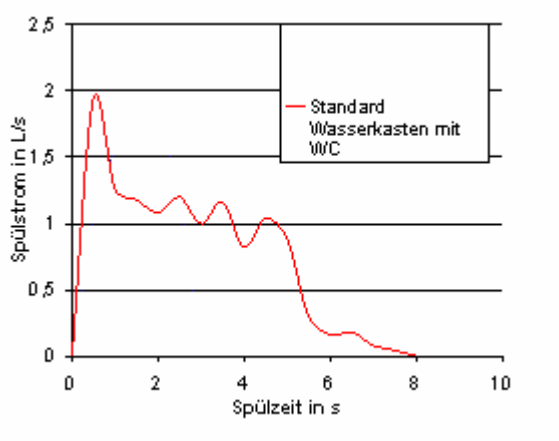
- Reduzierung der Hohlräume,
- Verbesserung der Wasserverteilung,
- Reduzierung des Wasservolumens im Siphon

7.2.2.2 Optimierungspotential einer herkömmliche Spülkasten mit 6L Wasserspülung

Die Energie für die Spülung eines WC ist auf die Höhendifferenz zwischen dem Wasserspiegel im Spülkasten und dem waagerechten Zufluss im WC zurückzuführen. Je höher der Wasserspiegel desto höher die potentielle Energie des Wassers (E=mgh) und desto schneller wird das Wasser in dem WC fließen.

Für die Bewertung der Spülkasten wurde ein Druckmesser in den Spülkasten eingebaut und damit die zeitliche Veränderung der Spülströme ermittelt. In Abbildung 59 sieht man den Verlauf der Spülströme eines guten Standard-WC mit Standard Wasserkasten. Man sieht auf dem Diagramm, dass sich ein Standard Spülkasten zuerst sehr schnell entleert. Ab dem Zeitpunkt, an dem das Wasser in das WC eintritt wird es von dem keramischen Wasserverteiler auf 1,2L/s gebremst. Außerdem kann man sehen, dass die Strömungsgeschwindigkeit des Standard-Systems nach 5s stark abfällt. Auf Grund des niedrigen Restwasserstandes mischt sich am Ende der Spülung Luft mit dem Wasser (siehe Simulationsbilder Abbildung 60), sodass fast 1L Wasser nur noch langsam ausströmt und nicht mehr effektiv zur Spülung beiträgt.

Messgerät zur Bestimmung der Spülströme: Durch einem Drucksensor wird die Menge an Wasser über die Zeit gemessen, das sich in dem Wasserkasten befindet.



Spülstrom in Abhängigkeit der Zeit während die Entleerung einer Wasserkasten

Abbildung 59 Messung der Entleerungsgeschwindigkeit eines Standard-WCs mit Standard Wasserkasten

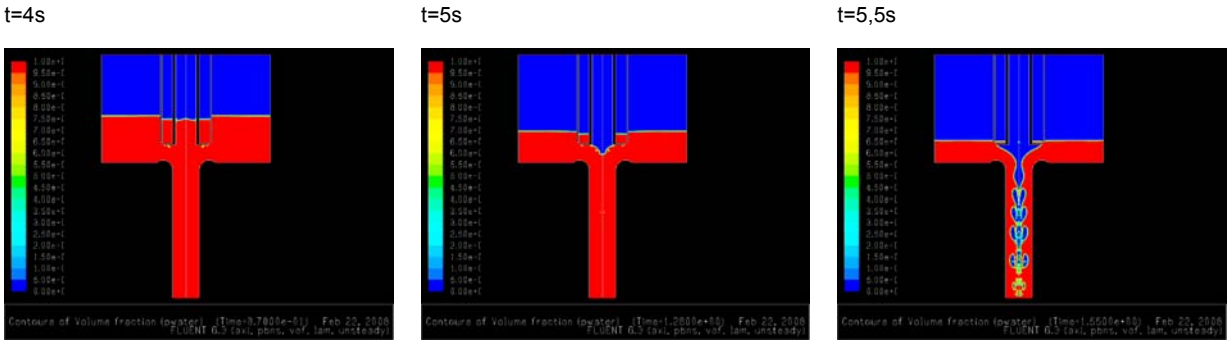


Abbildung 60 Simulation der Entleerung eines Standard Wasserkastens. Das Wasser ist in rot und die Luft in blau dargestellt. Bei t=5,5s sieht man wie die Luft gesaugt wird. Das restliche Wasser wird nicht mehr effektiv bei der Spülung beitragen.

Die Ziele für die Spülkastenoptimierung wurden definiert:

- Erhöhung des Wasserspiegels am Anfang der Spülung,

- Einstellung einer großen Restwasserhöhe.

7.2.3 Optimierte Geometrie-Gesamtspülsysteme

Reduzierung des Spülvolumens von 6L auf 3,5L

Auf Basis der in Punkt 1 gewonnene Erkenntnisse, ist es klar, dass die Reduzierung des Spülvolumen eines WC nur durch eine Optimierung der Kombination WC + Spülkasten erreicht werden kann. In Zusammenarbeit mit der Fa. Viega ist es Villeroy & Boch gelungen, das herkömmliche Spülvolumen von 6L auf 3,5L zu reduzieren.

Relativ schnell ist die Idee drei Zuläufe statt einem in dem WC für eine strömungsgünstigere Wasserverteilung zu verwenden, favorisiert worden (siehe Abbildung 61).

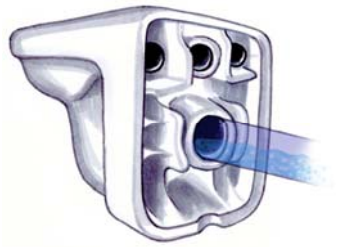
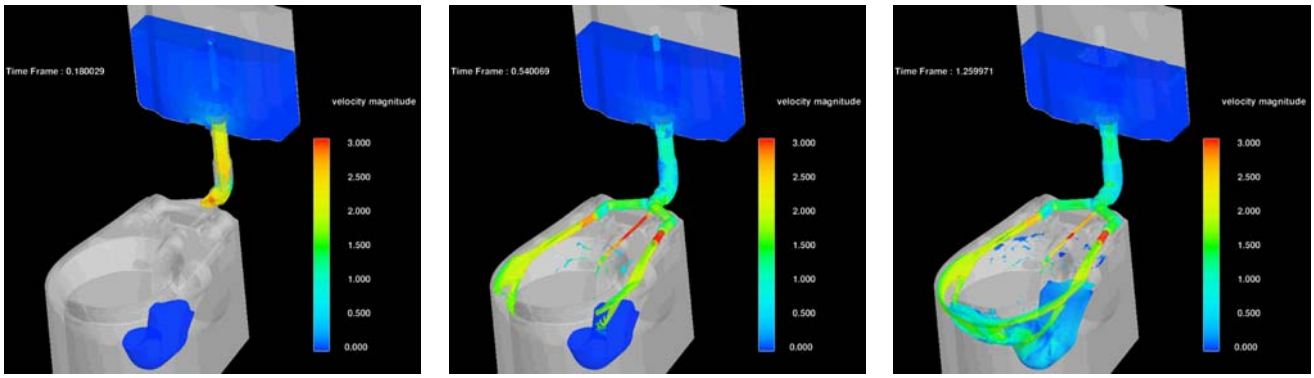


Abbildung 61: Skizze eines WC mit drei Zuläufen

Durch die Verwendung eines Kunststoffswasserverteilers sollten folgenden Vorteile erzielt werden:

- Geteilter und definierter Spülstrom (Unterteilung in Zentralspülung und Flächenbespülung)
- Geringere innere Strömungswiderstände

Wieder hat sich an zu diesem Zeitpunkt der Entwicklung die Nutzung von Strömungssimulationen als sehr hilfreich erwiesen. Konstruktiv wurden danach die Erkenntnisse und Ideen umgesetzt. Dank der Simulation (siehe Abbildung 62) haben wir das System optimiert, bevor die Laborversuche begannen. Die schnelle Beschleunigung des Wassers im Siphon erfolgt dadurch, dass der gebildete Wasserfall kräftiger ist und dass der Siphoninhalt des WCs reduziert wurde, so dass die Wassermenge, die in dem WC steht, geringer ist. Der Energiebedarf dieses stehende Wasser in Bewegung zu setzen, wird dadurch kleiner und die Spülung des WCs vereinfacht.



Das Wasser kommt schnell in das WC.

Der Wasserverteiler leitet das Wasser strömungsgünstig bis in den Wasserrand hinein. Das Wasser kann dadurch nicht mehr in Hohlräumen verloren gehen.

Nach ca. 1s ist das Wasser im Siphon schon in Bewegung und kann die Fäkalien und das Papier wegtransportieren.

Abbildung 62: Simulation der WC-Spülung mit senkrechtem Wasserverteiler (Links) und Waagerechter Wasserverteiler (Rechts)

In Laborversuchen konnte man feststellen, dass sich der Spülkasten bei dem 3-Zuflüsse-System anders als bei herkömmlichen Systemen entleert (siehe Abbildung 63). Bei ersterem wird im zuerst eine relativ langsame Entleerung beobachtet. Das liegt daran, dass die Rohrleitung zwischen Wasserverteiler und Spülkasten sich viel schneller füllt. Da der Wasserverteiler strömungsgünstig optimiert wurde, bremst er das Wasser weniger stark. Die

Eingangsgeschwindigkeit in dem 3-Zuflüsse-WC liegt bei 1,6L/s, was einer Geschwindigkeitserhöhung von 33% gegenüber dem Standard entspricht. Außerdem bricht der Spülstrom am Ende der Spülung ohne Übergang ab, da die Spülung bei einem Hohen Restwasserstand stoppt, so dass Luft gar nicht erst angesaugt wird.

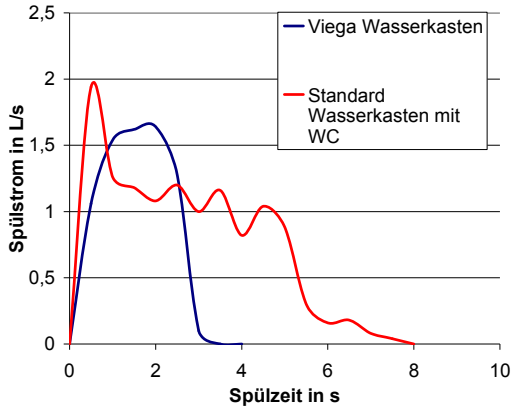


Abbildung 63: Spülstrom in Abhängigkeit der Zeit während die Entleerung der optimierte Spülkasten (im blau) gegenüber einer Standardwasserkasten (in rot)

Die Schwallbildung im WC mit den 3 Zuflüssen wurde experimentell weiter optimiert. Es wurde anhand von Laborversuchen gezeigt, dass ein kraftvoller zielgerichteter Kamm für die Spülung von Papier nicht ausreicht, wenn dieser nicht breit genug ist. Der Schwall muss sich dafür kurz unter dem Wasserrand bilden. Die Düsen sollten dafür verkürzt werden und Fenster eingebaut werden. Die Ausspülung von Papier konnte nicht simuliert werden, da die Simulation der Papierbewegung zu kompliziert ist. Laborversuche sind deswegen bezüglich dieses Entwicklungsschrittes unvermeidlich.

Parallel zur Laboruntersuchung wurden anhand von Simulationen zwei verschiedene Wasserverteiler ausprobiert (siehe Abbildung 64). Damit lässt sich zeigen, dass die zwei Varianten ähnliche Wasserverteilung und Spülströme liefern. Da der senkrechte Wasserverteiler einfacher zu montieren ist, wurde er für das Endprodukt gewählt. Laboruntersuchungen haben bestätigt, dass keine relevanten Unterschiede feststellbar waren.

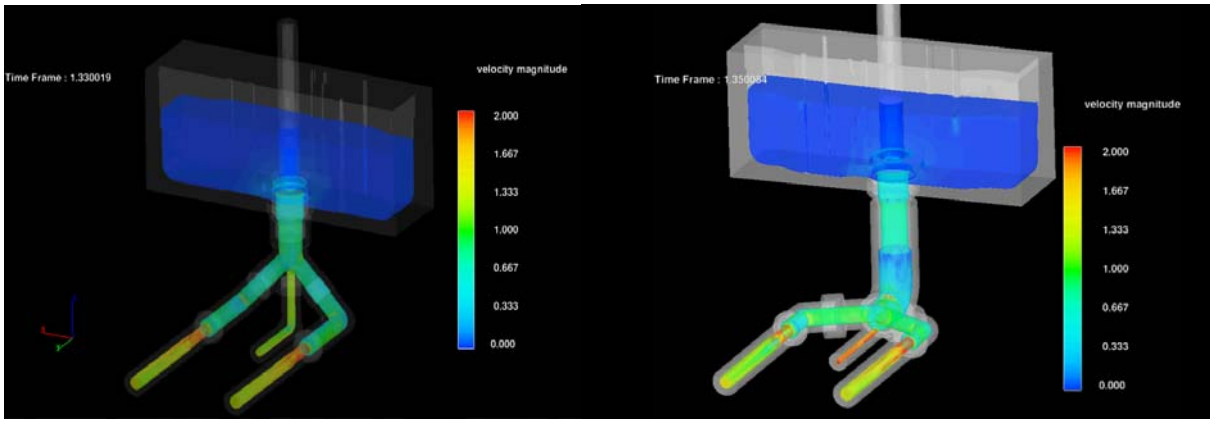
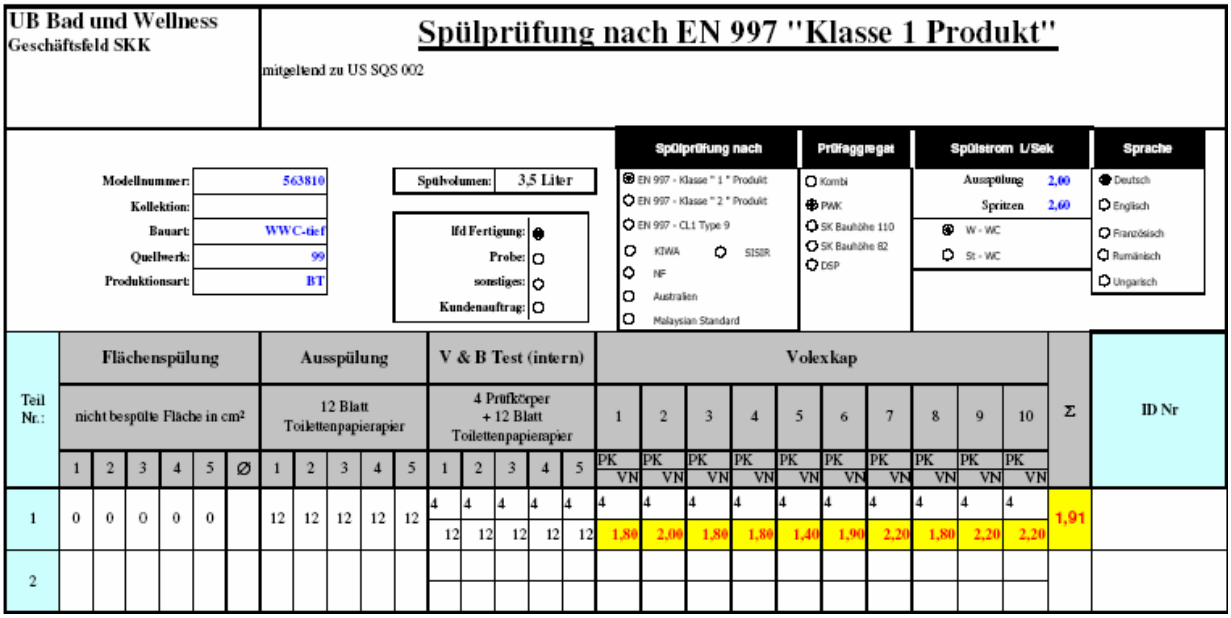


Abbildung 64: Simulation der Spülkasten Entleerung mit senkrechter Wasserverteiler (Links) und Waagerechter Wasserverteiler (Rechts)

Die Spülversuche nach DIN EN 997 KL.2 mit 3,5l Spülwassermenge sind durchgeführt worden. Die Ergebnisse (siehe Abbildung 65) sind sehr gut. Die 12 Blatt Papier sowie die 4 Prüfkörper werden einwandfrei mit 3,5L weggespült. Sogar die V&B interne Norm, in der die 4 Prüfkörper gleichzeitig mit den 12 Blatt Papier gespült werden, wird erfüllt. Die Nachlaufwassermenge, die hinter dem letzten Prüfkörper fließt, ist mit 1,91L ausreichend und erfüllt die Anforderungen der DIN EN 997 KL.2. Weitere Untersuchungen sind allerdings notwendig für die Prüfung des Schwemmverhaltens in einer Hauswasserinstallation, damit man davon ausgehen kann, dass keine Verstopfungsprobleme entstehen können. Dies betrifft verstärkt Installation innerhalb der Komplett-Anlage mit getrennten Leitungen für Grau- und Schwarzwasser.



UB Bad und Wellness
Geschäftsfeld SKK

Spülprüfung nach EN 997 "Klasse 1 Produkt"
mitgeltend zu US SQS 002

Modellnummer: 563810
Kollektion:
Bauart: WWC-tief
Quellwerk: 99
Produktionsart: BT

Spülvolumen: 3,5 Liter

lfd Fertigung: ●
Probe: ○
sonstiges: ○
Kundenauftrag: ○

Spülprüfung nach: ● EN 997 - Klasse " 1 " Produkt; ○ EN 997 - Klasse " 2 " Produkt; ○ EN 997 - CL1 Type 9; ○ KIWA ○ SISIR; ○ NF; ○ Australien; ○ Malaysian Standard

Prüfaggregat: ○ Kombi; ● PWK; ○ SK Bauhöhe 110; ○ SK Bauhöhe 82; ○ DSP

Spülstrom L/Sek: Ausspülung 2,00; Spritzen 2,60; ● W - WC; ○ St - WC

Sprache: ● Deutsch; ○ Englisch; ○ Französisch; ○ Rumänisch; ○ Ungarisch

Teil Nr.:	Flächenspülung: nicht bespülte Fläche in cm²						Ausspülung: 12 Blatt Toilettenpapierapier					V & B Test (intern): 4 Prüfkörper + 12 Blatt Toilettenpapierapier					Volexkap										Σ	ID Nr
	1	2	3	4	5	Ø	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
																	PK VN	PK VN	PK VN	PK VN	PK VN	PK VN	PK VN	PK VN	PK VN	PK VN		
1	0	0	0	0	0		12	12	12	12	12	4 12	4 12	4 12	4 12	4 12	4 1,80	4 2,00	4 1,80	4 1,80	4 1,40	4 1,90	4 2,20	4 1,80	4 2,20	4 2,20	1,91	
2																												

Abbildung 65: Spülergebnisse des optimierten WC mit 3,5L Spülmenge statt 6L.

7.2.4 Verhalten des optimierten Gesamtspülsystems in einer herkömmlichen Hausinstallation

Die Trennung der Grau- und Schwarzwasserströme führt zu deutlich höherer Belastung der Schwarzwasserleitung als in einer normalen Hausinstallation, in der Schwarz- und Grauwasser kombiniert abgeleitet werden. Deshalb wurde die Fachhochschule Steinfurt (Fachbereich Energie – Gebäude - Umwelt) mit der Untersuchung des Schwemmverhaltens beauftragt. Zur Ableitung dienten transparente Rohre der Fa. Wavin (Kunststoff Rohrsysteme).

Es erfolgten an der FH Steinfurt mit der Prototypform Versuche zur Prüfung des Schwemmverhaltens in einer Modellinstallation.

Beschreibung des Aufbaus :

Das WandWC 3,5 l ist an einer Sammelanschlussleitung mit 1% Gefälle angeschlossen. Diese ist 4 m lang mit einem 90° Bogen nach 3m. Dann kommen die Fallleitung und die

Grundleitung mit einem Gefälle von 1,5%. Die Grundleitung ist 14m lang mit einem Richtungswechsel nach 5m

Alle Rohrleitungen haben die DN 80 Dimension (siehe Abbildung 66).

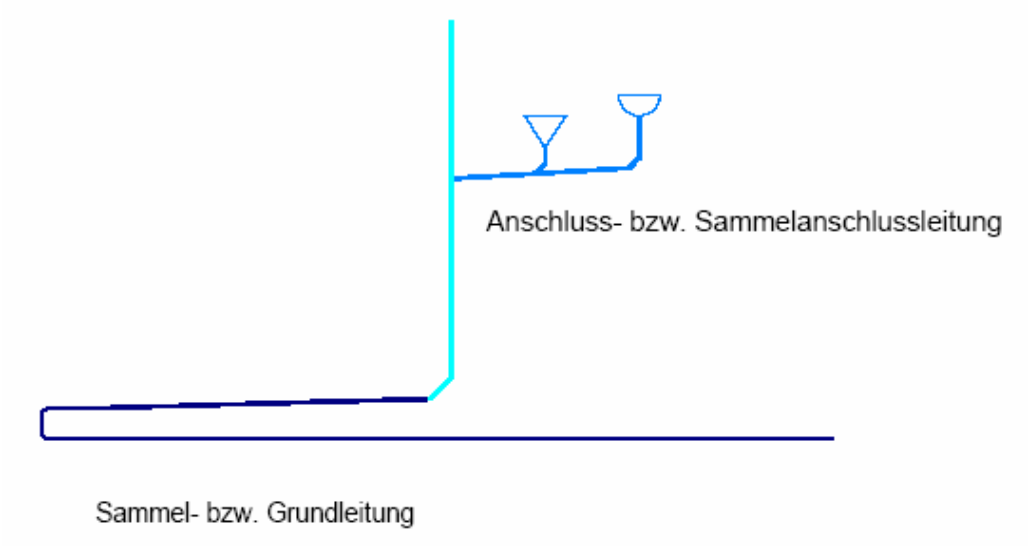


Abbildung 66: Skizze der Modell Hauswasserinstallation in FH Steinfurt zur Prüfung der Schwemmstrecke

Die erste Spülung erfolgt mit 4 normierten Prüfkörpern (zur Simulation von Fäkalien, siehe EN 997) und 12 Blatt Papier. Danach wird bis 9 mal ohne Prüfkörper wieder Papier gespült. Dabei wird durch die transparente Leitung beobachtet, wie weit die Prüfkörper geschwemmt werden.

Die Prüfkörper und das Papier wurden ohne Probleme bis zur Grundleitung gespült. In 8 von 10 Wiederholungen sind Papier und Prüfkörper über 18m (maximale Länge der vorhandenen Rohrleitungen) transportiert worden. In der Grundleitung haben WC nur noch wenig Einfluss auf den Transport der Prüfkörper. Trotz der kraftvollen Spülung des SparWC zeigte der Versuch, dass allein 3,5L für den Transport der Prüfkörper nicht immer ausreichen (siehe Abbildung 67).

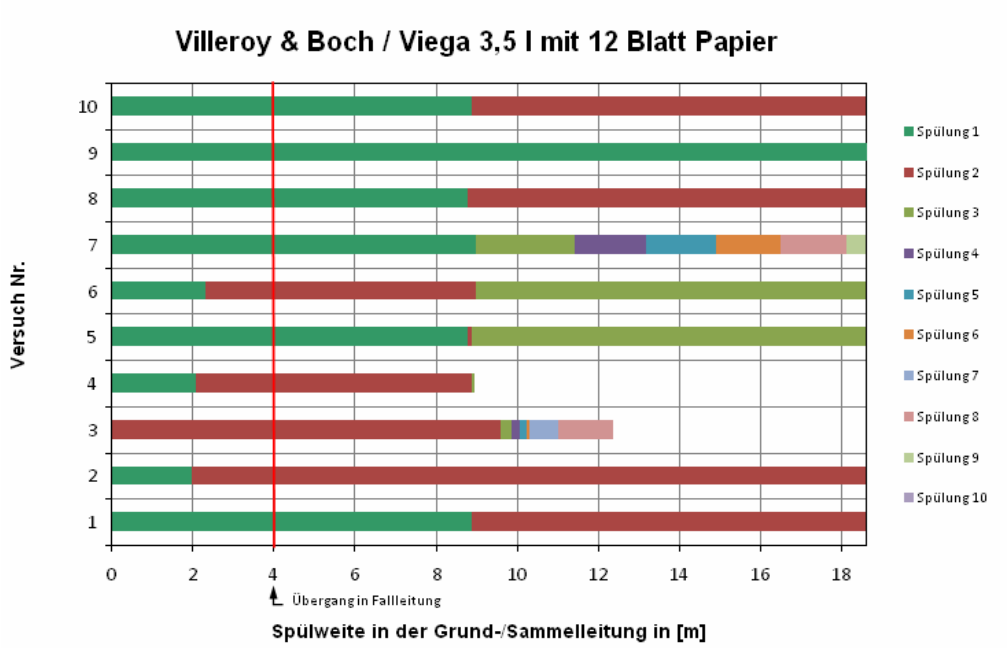


Abbildung 67: Ergebnisse der Spülversuche zur Untersuchung des Schwemmverhaltens ohne Wasserüberlagerung

Ergebnis : Beim Einbau der WC ohne zusätzliche Grauwassereinleitung muss durch geeignete Entfernung der WC von der Fallleitung und geeignete Platzierung von Sammelschächten mit Förderern zur Anlage Sorge getragen werden, die Schwarzwasserableitung störungsfrei sicherzustellen.

Um die Verwendung des SparWC auch ohne getrennte Grau- und Schwarzwasserstränge zu beurteilen wurde in einem zweiten Schritt eine Badewanne an der Sammelanschlussleitung angeschlossen worden. Dies sollte die Wasserüberlagerung der WC-Spülung mit dem Wasserablauf eines Duschbades simulieren. Der Abwasserstrom aus der Badewanne beträgt ca. 8L/min. In dieser Versuchsreihe sind die Prüfkörper und die 12 Blattpapier schon nach einer WC-Spülung bis zur Ende der Grundleitung transportiert worden (siehe Abbildung 68).

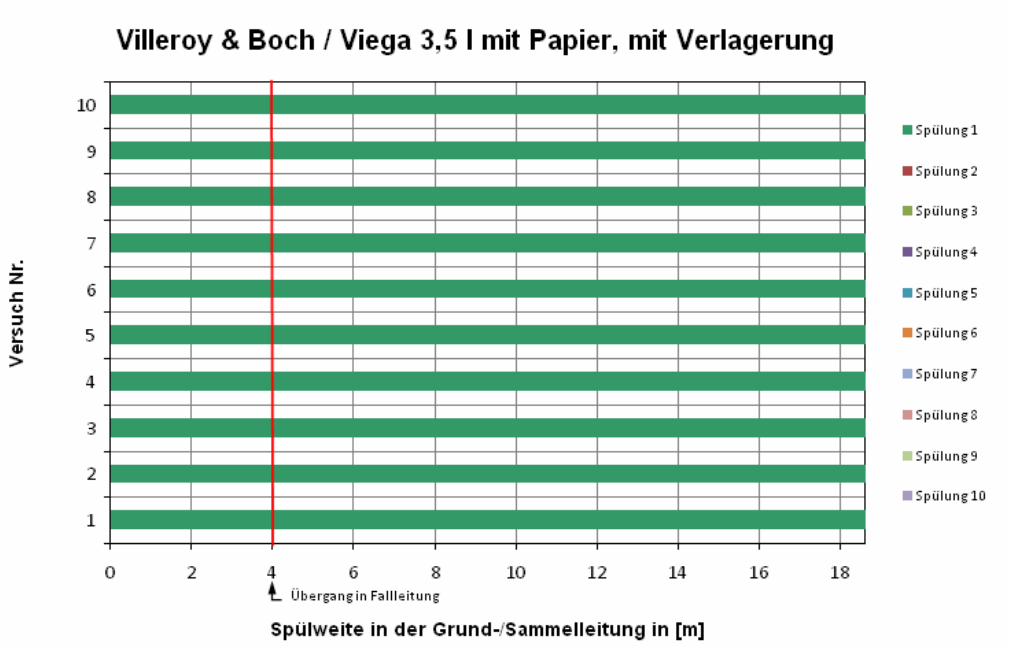
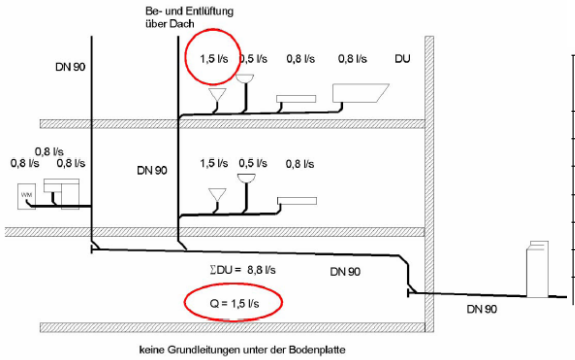


Abbildung 68: Ergebnisse der Spülversuche zur Untersuchung des Schwemmverhaltens mit Wasserüberlagerung

Auf Basis der Ergebnisse werden folgende zu beachtende Bemessungsregeln und Einsatzgrenzen bei Verwendung von Klosetts mit 3,5-Liter-Spülungen in einer Installation empfohlen:

- Die Anschlusswert für Klosetts mit 3,5L Spülungen ist DU=1,5L/s, d.h. die Klosetts mit 3,5L Spülungen dürfen nur an Sammel-/Grundleitungen angeschlossen werden, in denen gilt: der Spitzenabfluss Qtot ≥ DU=1,5L/s
- Die 3,5L Klosetts können in einem Einfamilienhaus installiert werden, wenn mindestens zwei 3,5L-Klosetts, zwei Waschtische, zwei Dusche, eine Wanne, eine Waschmaschine, eine Spülmaschine, und eine Küchenspüle vorhanden sind, damit Qtot ≥ DU gewährleistet ist. (siehe Abbildung 69). Die Rohrleitungen haben dabei DN90 und einer Gefälle von 1%
- Bei Zwei- und Mehr- -familienhäuser, sowie Hotels oder Anlage mit hoher Wasserüberlagerung ergibt die Installation von den 3,5L Klosets kein Problem ohne Grau- und Schwarzwassertrennung.
- In Gebäuden, wo es keine oder wenige Überlagerungen von Abflüsse (wie z.B. Stadien) gibt, sollen 3,5L Klosetts nur mit zusätzlichen konstruktiven Maßnahmen im Abwasserstrang (z.B. Sammelschächten) eingesetzt werden.



Entwässerungsgegenstand	Anzahl	DU	Σ(DU)
	Stck.	l/s	l/s
Klosett mit 3,5-Liter-Spülung	2	1,5	3,0
Waschtisch	2	0,5	1,0
Dusche	2	0,8	1,6
Wanne	1	0,8	0,8
Wachmaschine	1	0,8	0,8
Spülmaschine	1	0,8	0,8
Küchenspüle	1	0,8	0,8
Summe DU			8,8 l/s
Spitzenabfluss Q_{tot}			**1,5** l/s

Abbildung 69: Bemessung der Sammelleitung in einem Einfamilienhaus (Links) und Ermittlung des Spitzenabflusses (Rechts)

7.2.5 Montage des 3,5 L WCs

Damit das SparWC installiert werden kann, musste die Montage untersucht und optimiert werden. Das WC müsste sich ohne zusätzlichen Zeitaufwand gegenüber Standard WC montieren lassen. Außerdem sollte die Montage so einfach sein, dass keine Schulung der Installateure notwendig ist.

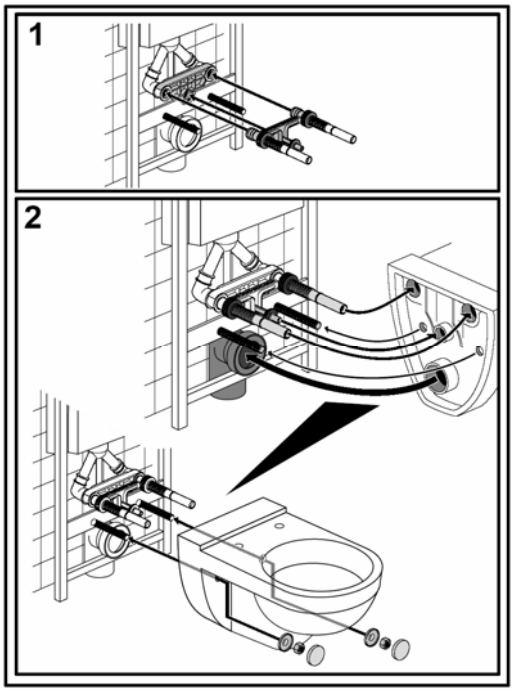


Abbildung 70: Montage des Spar-WC

Die Montage erfolgt in zwei Schritten (siehe Abbildung 70). Zuerst wird das Einlauf-Teil auf das Wandelement geschoben. Somit stellt man sicher, dass die Düsen in dem WC immer gleich positioniert werden und dass die Spülung dadurch gleich bleibt. In einem zweiten Schritt wird das WC an das Vorwandelement mit dem Einlauf-Teil geschoben. Eine Wandstärke vor dem Einbauspülkasten zwischen 20 und 45mm ist möglich.

Abbildung 71 zeigt die endgültige Ausführung.

Abbildung 71: Skizze (Links) und Foto (Rechts) des Spar-WCs mit endgültigem Design

7.2.6 Untersuchung wirksamer Trennsysteme

Ein bei Gustavsberg (Konzerngesellschaft) entwickeltes Trenn-WC wurde auf dem Prüfstand nach deutscher und skandinavischer Norm geprüft. Das Spülverhalten ist ausgezeichnet, die Urinfraktion wird jedoch bei jedem Spülgang mit ca. 600cm3 Wasser beaufschlagt. (siehe Abbildung 72)

Abbildung 72 Separationstoilette

Für einen Praxisversuch fand sich mangels Akzeptanz der Benutzer kein Aufstellungsort. Da die Urinseparation im Rahmen des Projektes nicht vorrangig behandelt werden muss, wurde die Optimierung des Systems nicht weiter verfolgt.

7.2.7 Spararmaturen

Bei Gustavsberg wurde eine komplette Serie an Armaturen entwickelt, die Einsparungen an Trinkwasser und Energie zur Brauchwassererwärmung ermöglichen. Die Einhebelmischer sind mit einem Wasserspargriff ausgerüstet. Dank der Wassersparfunktion (Eco Effect) verbraucht die Armatur niemals mehr Wasser als nötig. Wird die Armatur geöffnet fließt eine werksseitig eingestellt Wassermenge – der Komfortstrahl. Die Wassermenge ermöglicht wassersparendes Händewaschen und Duschen, durch bewusste Öffnung über den Begrenzer kann auf vollen Durchlauf umgeschaltet werden, nach Loslassen des Griffes kehrt die Armatur in Komfortstellung zurück. (siehe Abbildung 73) Die werkseitig eingestellte Wassermenge (8l pro min für Komfortstrahl) kann vor Ort individuell angepasst und bis auf 4l pro min vermindert werden.

Die Einhebelmischer für Wachtische sind zusätzlich mit einem Temperaturbegrenzer ausgerüstet der weitere Energieersparnis ermöglicht.

Abbildung 73: Wasserspararmatur mit Durchfluss- und Temperaturbegrenzung

Kostenvergleich für Beschaffung und 15 Jahren Nutzung von 3 Normalarmaturen und 3 Spararmaturen (mit schwedischen Beschaffungskosten von 0,07€/kWh und 1,56€/m³) (siehe Abbildung 74).

Mit deutschen Kosten für Wasser-Abwasser ergibt sich ein noch größerer Vorteil für die Spararmaturen.

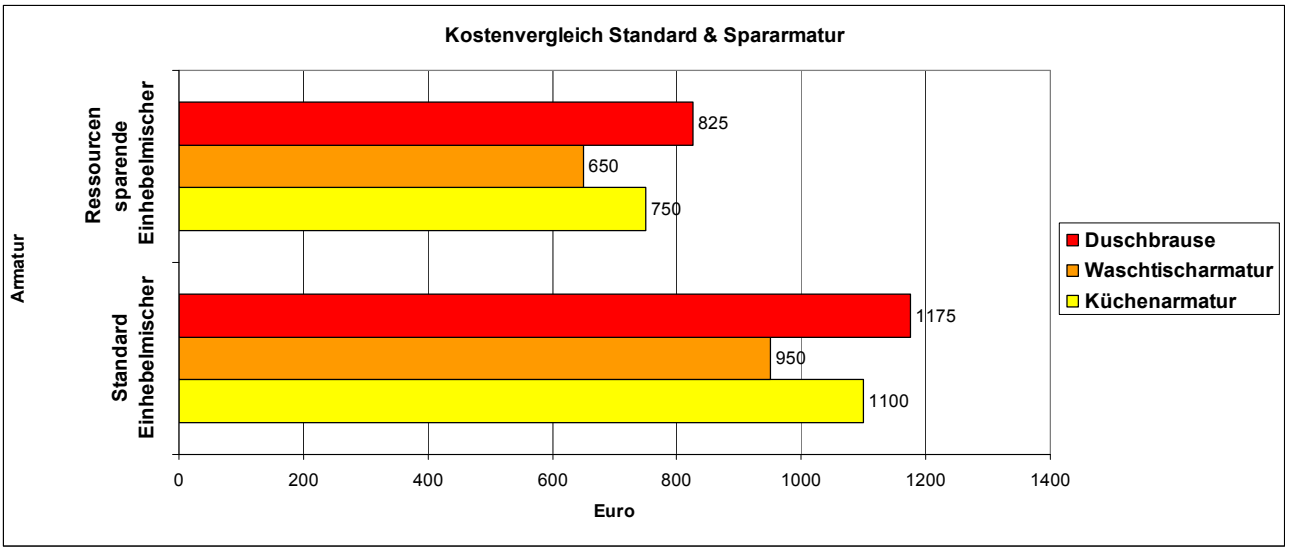


Abbildung 74: Kostenvergleich Standard- & Spararmatur

Kostenvergleich aufgeschlüsselt nach Kostenblöcken von Normal und Wasserspararmatur. Die Normalarmatur ist günstiger in der Anschaffung aber deutlich teurer in der Nutzung. Trotz der erhöhten Anschaffungs- und Installationskosten lohnt sich die Wasser- und Energiespararmatur auch finanziell bei einer Nutzung von 15 Jahren ohne Bewertung der positiven Auswirkung auf die Umwelt. (siehe Abbildung 75)

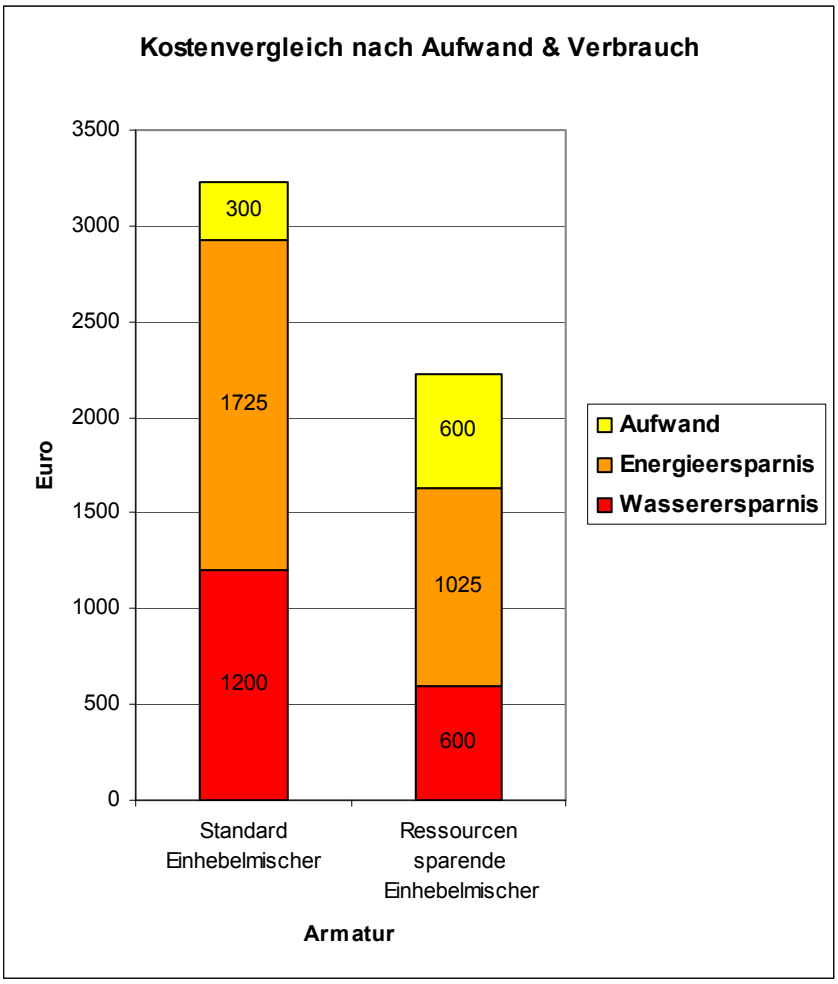


Abbildung 75: Kostenvergleich nach Aufwand & Verbrauch

Zur Bewertung der absoluten Ersparnisse wurde in einer Wohneinheit mit 61 Wohnungen eine Studie durchgeführt innerhalb derer als Referenz Badezimmer mit altertümlichen Zweigriffarmaturen und Standardeinhebelmischern ausgerüstet wurden.

Insbesondere beim Wasserverbrauch ergibt sich ein deutlicher Effekt durch die Eco-Armaturen, beim Warmwasserverbrauch wirkt sich der Thermostatmischer schon günstig aus (siehe Abbildung 76).

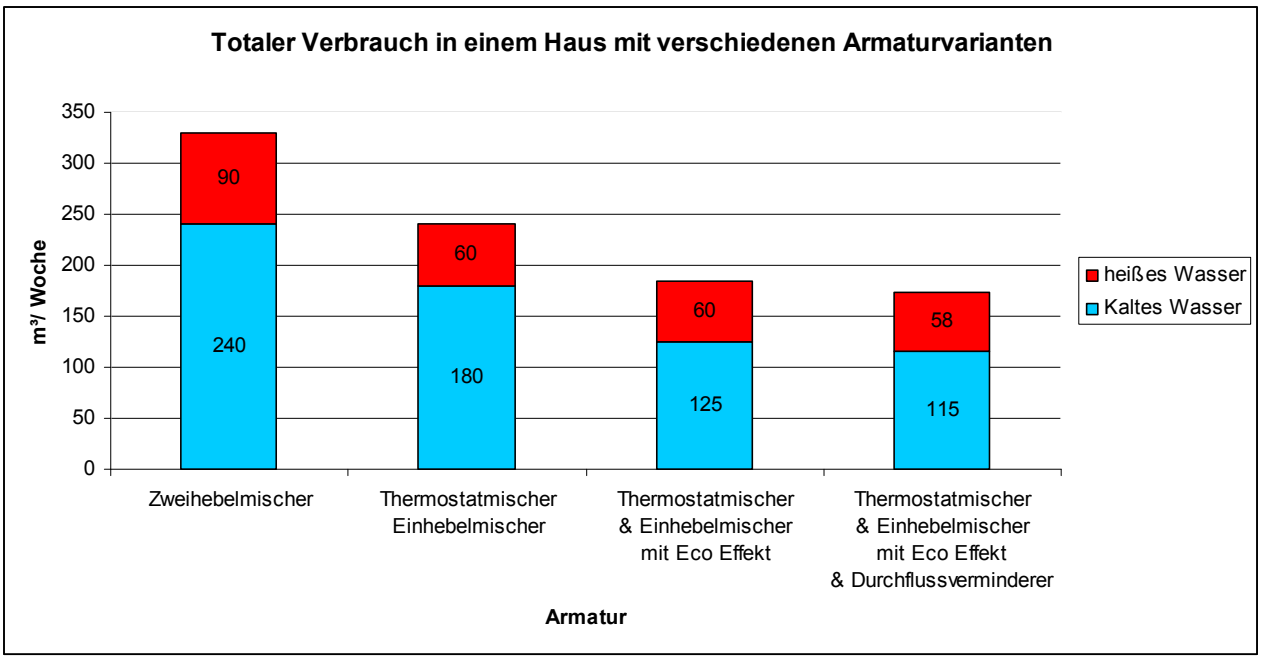


Abbildung 76: Gesamt Verbrauch in einem Haus mit verschiedenen Armaturen

Der Energieverbrauch zur Brauchwassererwärmung lässt sich mit den energiesparenden Armaturen um ca. 30% vermindern. Pro verkaufte Armatur lassen sich im Jahr 13.000 Liter Wasser gegenüber Zweigriffarmaturen einsparen. Das ergibt für 30.000 Armaturen eine Ersparnis von 400 Mio. Liter im Jahr.

7.3 Bewertung des Entwicklungsergebnisses bzgl. Ressourcenersparnis

7.3.1 Spülwasserverbrauch

Für das im Rahmen des Projektes entwickelte WC werden 3.000 Stück 2009, 6.000 Stück 2010 und 10.000 Stück 2011 geplant.

Bei der Versuchsinstallation in Oberhausen wurden Zählwerke in den Spülkasten eingebaut und die Betätigungen gezählt.

Wegen der niedrigen Belegung und Ausstattung nur einer Etage ergeben sich im Mittel pro WC nur 6 Spülgänge mit einer Wasserersparnis von 12L. Das entspricht auch der Ersparnis bei Privatnutzung. In Bürogebäuden mit mehr Mitarbeitern/ WC ließen sich erheblich höhere Ersparnisse realisieren. Für eine grobe Abschätzung der Verbrauchsreduktion haben wir Montage im Privatbereich und durchschnittliche Nutzung angenommen. (2 Personen pro Haushalt, 12L Wasserersparnis/ Tag/ Person)

Durch ein WC lassen sich pro Jahr 8760L im Jahr einsparen. Für die geschätzten Verkaufsmengen ergeben sich folgende Effekte (siehe Tabelle 15):

Tabelle 15: Verminderung des Trinkwasserverbrauchs durch wassersparende WC

Jahr	**Bestand an wassersparenden WCs**	**Wasserersparnis in Mio.- Liter**
2009	3.000	26,3
2010	9.000	78,8
2011	19.000	166,4

7.3.2 Rohstoff- und Energieeinsatz in der Produktion

Die neue hochfeste Masse soll nach Optimierung der Rohstoffeinsatzkosten vorerst für eine Stand- WC- Kombination (siehe Abbildung 77) zum Einsatz kommen.

Abbildung 77: Stand- WC- Kombi aus hochfester Masse

Bei Fertigung mit der derzeitigen Masse beträgt das Gewicht 29kg, mit der hochfesten Masse ergeben sich Stückgewichte von ca. 23,5kg. Mit den geplanten Stückzahlen werden folgende Ersparnisse ermöglicht (siehe Tabelle 16).

Tabelle 16: Wirtschaftliche Aspekte in der Fertigung aus den Ergebnissen „Keramik“

Jahr	Stück geplant	Ersparnisse					
		Masse (Ofeneinfahrt) to	Gas MWh	Elektrische Energie MWh	CO_2 to	Wasser m^3	Abwasser m^3
2010	67.500	400	2.800	536	920	6.412	3.920
2011	101.250	600	4.200	804	1.380	9.618	5.880
2012	135.000	800	5.600	1.072	1.840	12.824	7.840
Summe	**303.750**	**1.800**	**12.600**	**2.412**	**4.140**	**28.854**	**17.640**

Kostenersparnis in der Fertigung ca. 700T€

- unter der Berücksichtigung der geplanten Produktionsmenge und Energie/ Wasserkosten gem. derzeitiger Preisstellung
- nicht berücksichtigt sind Personalkostenersparnisse und veränderte Materialkosten

Bei Umstellung weiterer Modelle ergibt sich am Standort Mettlach ein Ersparnispotential von:

- 2000to Masse Ofeneinfahrt
- Emissionsminderung um 2500to CO_2
- Verminderter Rohstoffeinsatz um ca. 2500to
- Verminderung des Gasverbrauchs um 8000 MWh
- Zusätzlich Verminderung von:
    - Abwasser
    - Transporten
    - Chemikalien bei Aufbereitung und Entsorgung

LITERATURVERZEICHNIS

[1] Kreidel, E.: „Das Ausbleichen von Anilinfarbstoffen in Anwesenheit von Titanweiß", Farben Zeitung **34**, 1242-1243 (1929)

[2] Jacobsen, A.E.: „Titanium dioxide pigments, correlation between photochemical reactivity and chalking", Ind. Eng. Chem. **41**, 523-526 (1949)

[3] Frank, S.N. and Bard, A.: „Semiconductor electrodes. 12. Photoassisted oxidations and photoelectrosynthesis at polycrystalline TiO_2 electrodes", J. Am. Chem. Soc. **99**, 4667-4675 (1977).

[4] Pruden, A.L. and Ollis, D.F.: „Heterogeneous photocatalysis: The degradation of trichloroethylene in water", J. Catal. **82**, 404-417 (1983).

[5] Adesina, A.A. and Wang, H.: „Photocatalytic causticization of sodium oxalate using commercial TiO_2 particles", Appl. Cat. B: Env. **14**, 241-247 (1997).

[6] Bangun, J. and Adesina, A.A.: „The photodegradation kinetics of aqueous sodium oxalate solution using TiO_2 catalyst", Appl. Cat. A: Gen. **175**, 221-235 (1996).

[7] Kosanic, M.M.: „Photocatalytic degradation of oxalic acid over TiO_2 powder", J. Photochem. Photobiol. A: Chem. **119**, 119-122 (1998).

[8] Fujishima A., Hashimoto K., Watanabe T.: "TiO_2 Photokatysis: Fundamentals and Applications", Bkc. Inc. Tokyo/Japan (1999)

[9] Chang Wie, Wen-Yuan Lin, Zulkarnian Zainal, Environ Sci. Technol. **28** (1994) 934 - 938

[10] Belhacova L., Krysa J., Geryk J., Journal of Chemical Technology and Biolotechnology **74** (1999), 149-154

[11] Linkous C. A., Carter G. J., Locuson D. B., Environ. Sci. Technol. **34** (2000) 4754-4758

[12] Min Cho, Hyenmi Chunug, Wonyong Choi, Jeyong Yoon Environ. Sci. Technol. **38** (2004) 1069-1077

[13] Han Tao, Wanzzhi Wie, Shufen Zhang, Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry **161** (2003) 193-199

[14] Ibanez J., Litter M. I., Pizarro R. A., Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry **157** (2003) 81-85

[15] Krautwig D., „Schutz von Baudenkmälern vor biogener Verwitterung"; Diss. Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg (2003)

[16] Maness P. C., Smolinski S., Blake D. M.; Apppl. Environ. Microbiology Diagnostik, Thieme-Verlag (1992)

[17] Horie Y., Taya M., Tone S.; Journal of Chemical Engineering of Japan **31** (1998) 992

[18] Poulios I., Spahis P., Delidou K. ; Journal of Environ. Sci. Health A37 (7) (1999) 1455-1471

[19] Amezaga-Madrid P., Nevvarez-Moorrillon G. V.; FEMS Microbiology Letters **211** (2002) 183

[20] Kashige N., Kakita Y., Nakashima Y.; Current Microbiology **42** (2001) 184

[21] Wolfrum E. J., Huang J., Maness P. c.; Environmental Science & Technology **36** (2002) 3412

[22] Sunada K., Watanabe T., Hashimoto K.; Environmental Science & Technology **37** (2003) 4785

[23] Kamat P. V., Chem Rev. 93 (1993) 267

[24] Ollis D. F., Al Ekabi; „Photocatalytic purification and treatment of water and air“, Elsevier, Amsterdam (1993)

[25] Bahnemann D. W., Nachr. Chem. Tech. Lab. **42** (1994) 378-388

[26] Lindner M. R., Bahnemann D., Hirte B.; Luft und Boden (1994) 38-44

[27] Bahnemann D.; Environmental Photochemistry; Boule P. (Ed), Springer , Berlin, New York (1999)

[28] Anke H.; Diplomarbeit FH Höxter (2000)

[29] www.psa.es/webeng/index.html

[30] Bendix R.; „Photokatalyse und Baustoffe; 6 Tagung Bauchemie der GDCh, Erlangen (2004) Plenarvortrag

[31] DIN (1997). "DIN 10113-1, Bestimmung des Oberflächenkeimgehaltes auf Einrichtungs und Bedarfsgegenständen im Lebensmittelbereich - Teil 1: Quantitatives Tupferverfahren." Deutsches Institut für Normung.

[32] SOP120 (2005). "Qualitative Testung von Oberflächen mit antibakteriellem Effekt. Standardarbeitsanweisung des Institutes für Hygiene und öffentliche Gesundheit Bonn.".

[33] SOP126 (2008). "Qualitative Testung von Oberflächen mit antibakteriellem Effekt - modifizierte japanische Methode. Standardarbeitsanweisung des Instituts für Hygiene und öffentliche Gesundheit Bonn.".

[34] CEN (2009). "prEN 77700 - Chemical disinfectants and antiseptics - Quantitative carrier test for evaluation of bacterial activity on non-porous surfaces with mechanical action in the medical area - Test method and requirements (phase 2, step 2)."

[35] Matsuura, T., Y. Abe, et al. (1997). "Prolonged antimicrobial effect of tissue conditioners containing silver-zeolite." J Dent 25(5): 373-7.

[36] Kwakye-Awuah, B., C. Williams, et al. (2008). "Antimicrobial action and efficiency of silver-loaded zeolite X." J Appl Microbiol 104(5): 1516-24.

[37] Yao, Y., Y. Ohko, et al. (2008). "Self-sterilization using silicone catheters coated with Ag and TiO2 nanocomposite thin film." J Biomed Mater Res B Appl Biomater 85(2): 453-60.

[38] H. Rösler: Lehrbuch der speziellen Mineralogie. Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig, 5. Auflage, 1991

[39] H. Salmang, H. Scholze: Keramik- Teil 1 Allgemeine Grundlagen und wichtige Eigenschaften. Springer- Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 4. Auflage, 1982

[40] W. Hinz: Silikate - Band 1 und 2

Verlag für Bauwesen, Berlin, 1. Auflage, 1971

[41] K. Krahl u. a.: Grundlagen und technische Möglichkeiten zum Einsatz granitoider Gesteine als Flußmittel für feinkeramische Massen. Silikattechnik 33 (1982) 4, S. 99 – 101

[42] W. Schulle; G. Klein: Synthetische alkalihaltige Flußmittel. Freiberger Forschungshefte A 754, Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig, 1988

[43] G. Klein: Bildungsbedingungen und Reaktionsverhalten synthetischer alkalihaltiger Flußmittel. Dissertation, Bergakademie Freiberg, 1985

[44] H. Rasch: Feldspat als Flußmittel im keramischen Scherben. Ber. der DKG – Grundlagenwissen

Teil I 54 (1977) 4, S. 1 - 4

Teil II 54 (1977) 5, S. 5 - 8

Teil III 54 (1977) 6, S. 9 - 12

Berichte der DKG 39 (1962) 1, S. 63 - 68

[45] H. Rasch u.a.: Leucit als Übergangsphase in Porzellangefügen - Vergleichende Untersuchungen zur Wirkung von Nephelinsyeniten und Feldspäten.

Keram. Zeitschrift, Teil 1 42(1990)6, S. 385 - 388

Teil 2 42(1990)9, S. 639 - 644

[46] P. Brucek u.a.: Isothermer Brand von Feldspäten. Keram. Zeitschrift 49(1997)12, S. 1062 - 1066

[47] P. Francescon; M. P. Campolo; R. Dal Maschio; P. Bosetti: Remplacement de la Néphéline par du Feldspath sodique. L' industrie Céramique & Verriére N° 955/01(2000)3, S. 23 - 28

[48] W. Schulle : Stand und Perspektive der silikatischen Isolationskeramik für die Hochspannungsverwendung. Silikattechnik 40(1989)11, S. 264 - 269

[49] O. Kröckel : Beitrag zum Festigkeitsverhalten keramischer Werkstoffe. Hermsdorfer Techn. Mitteilungen 12(1972)33, SA. 1039 - 1052

[50] H. Szibor, W. Hennicke : Zum Zusammenhang von Gefügedaten und mechanischen Eigenschaften von Porzellanwerkstoffen. cfi-Ber. Der DKG, 58(1981),4/5, S. 263 – 269 (Teil I)

[51] H. Schüller, H. Koch : Einfluss der Teilchengröße bei Tonerdeporzellan, cfi-Ber. Der DKG, 47(1970)8, S. 478 – 484

[52] H. Schüller : Gefügeuntersuchungen an Tonerdeporzellanen, Ber. der DKG, 47(1970) 10, S. 614

[53] H.J. Knoblauch, Klosettanlagen – Neue Kriterien für die Spülwirkung, Technische FH Berlin

Entwicklung und Kombination von innovativen Systemkomponenten aus Verfahrenstechnik, Informationstechnologie und Keramik zu einer nachhaltigen Schlüsseltechnologie für Wasser- und Stoffkreisläufe

Abschlussbericht
Visualisierung und intelligentes Diagnosesystem

im Auftrag des

Projektträgers Forschungszentrum Karlsruhe

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH

Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (WTE)

Verfasser

Villeroy & Boch AG, Mettlach (FKZ: 02wd0685)
EnviroChemie GmbH, Roßdorf (FKZ: 02wd0686)
Technische Universität Kaiserslautern (FKZ: 02wd0683)
Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn (FKZ: 02wd0684)
ap system engineering, Roßdorf (FKZ: 02wd0682)
Fraunhofer Institut UMSICHT, Oberhausen (FKZ: 02wd0966)

August 2009

Inhaltsverzeichnis

ABBILDUNGSVERZEICHNIS III

8 VISUALISIERUNG UND INTELLIGENTES DIAGNOSESYSTEM 5

8.1 Veranlassung 5

8.2 Stand von Wissenschaft und Technik 6

8.3 Ergebnisse 8
8.3.1 Expertenwissen, Aufbereitung von Daten und Informationen, Ontologie 8
8.3.2 HANNAH-Visualisierung 15
8.3.2.1 Softwarearchitektur 16
8.3.2.2 Prozessdatenvisualisierung 17
8.3.2.3 Visualisierung von Semantik – Generierung von Wissen 22
8.3.2.4 Graphbasierte Daten 23
8.3.2.5 Integration von Diagrammen in Graphbasierte Kontexte 26
8.3.2.6 Semantische Daten 28
8.3.2.7 Modified Virtual Reality 29
8.3.2.8 Verbindungen zwischen unterschiedlichen Datentypen 31
8.3.2.9 Web-Browser-ähnliche Visualisierungen 31
8.3.2.10 3D-Modellierung für Modified Virtual Reality 33
8.3.2.11 3D Labeling-Techniken 35
8.3.2.12 Visuelle Metaphern 36
8.3.2.13 Interaktion auf drei Ebenen 37
8.3.3 Intelligentes Diagnosesystem 40
8.3.3.1 Möglichkeiten zur visuellen Analyse 40
8.3.3.2 Berechnungen zur Früherkennung 42
8.3.3.3 Wissen und Erkenntnisse aus der Expertenwissensbasis 44
8.3.3.4 System zur automatischen Diagnose 45
8.3.3.5 Selbstlernendes Experten-System 47
8.3.3.6 Unterstützung der manuellen Diagnose im täglichen Rundgang 50
8.3.3.7 Fernüberwachung über das Internet mittels Webcam 53
8.3.4 Systemschnittstellen, Komponenten, Datenbanken 54
8.3.4.1 Netzwerkstruktur 54
8.3.4.2 Zugang zur Ontologie 55
8.3.4.3 Datenbanken 56
8.3.4.4 OPC-Schnittstelle 56
8.3.4.5 Weitere Bibliotheken 57
8.3.4.6 Mobile Telefonie vor Ort, Videotelefonie, direkte Hilfe aus dem Servicecenter 58
8.3.4.7 Webanwendung 58
8.3.4.8 Semantic MediaWiki 59
8.3.4.9 Weitere Anwendungen im Umfeld der HANNAH-Visualisierung 60
8.3.5 Spezielle Hardware 62
8.3.5.1 Handheld 62
8.3.5.2 4-Monitor-Lösung 63
8.3.6 Evaluation 64
8.3.7 Anwendbarkeit und Übertragbarkeit in die Praxis 65

LITERATURVERZEICHNIS **66**

ANLAGENVERZEICHNIS **70**

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Visualisierung 5
Abbildung 2: Automatisch generiertes radiales Layout der Klassen der KOMPLETT-Ontologie (Jambalaya-Plugin; Protégé) 9
Abbildung 3: Grafische Nutzeroberfläche des Ontologie-Editors Protégé 12
Abbildung 4: Änderung der Konfiguration von HANNAH über das Menü 14
Abbildung 5: Ausschnitt aus der Klassenhierarchie der HANNAH-Visualisierung 16
Abbildung 6: Zwei Beispiele von space-multiplexing in der HANNAH-Visualisierung 18
Abbildung 7: Kontrollelement zur Farbskalakonfiguration 19
Abbildung 8: Überblick über das Masterdiagramm; rechts: Detailausschnitt 19
Abbildung 9: Höhenfeld zur Prozessdatenvisualisierung 20
Abbildung 10: Links: ColorPlane; rechts: ColorRolls 21
Abbildung 11: Links: RotaryDiagram; rechts: ConveyorBelt 22
Abbildung 12: Visualisierung graphbasierter Daten 23
Abbildung 13: Nebenenander Visualisierung (links) und integrierte Visualisierung mit FocusCircles(rechts) 24
Abbildung 14: 3D-Visualisierung im Manhattan-Stil 25
Abbildung 15: Abstrakte Ontologie-Übersichtsvisualisierung 26
Abbildung 16: Semantische Zusammenhänge dargestellt durch ThoughtFlashes zwischen verschiedenen Perspektiven 27
Abbildung 17: Über Darstellungen in Virtueller Realität auf abstrakte Daten zugreifen 28
Abbildung 18: Steuerung der KOMPLETT-Anlage über die 3D-Ansicht 29
Abbildung 19: Modifizierte Virtuelle Realität 30
Abbildung 20: Web-Browser-ähnliche Struktur beim Durchsuchen der Wissensbasis 33
Abbildung 21: Links: hohe Hierarchieebene; rechts: niedrige Hierarchieebene 34
Abbildung 22: Ursprüngliche Konzeption der Explosionsdarstellung 35
Abbildung 23: Navigationskontroll-Tool 39
Abbildung 24: Auswahlmenü der Visualisierungsperspektive 39
Abbildung 25: Visuelle Analyse der Permeabilität der Filtrationsmembranen 44
Abbildung 26: Diagnoseanzeige des automatischen Diagnosesystems 46
Abbildung 27: Konzept des Case-Based-Reasoning (CBR) 48
Abbildung 28: Beispielhafte Implementierung und Test des CBR-Systems 49

Abbildung 30: Zwei Ansichten aus dem geführten täglichen Wartungsrundgang 52

Abbildung 31: Bewegtes Originalbild der Webcam auf der Internetseite 53

Abbildung 32: Links und Mitte: zwei aktuelle Kamerabilder (Grauwerte); rechts: Kontrolldifferenzbild 54

Abbildung 33: Oben: Suchergebnis beim Suchen in der Ontologie; unten: Darstellung von Prozesswerten mit Hilfe von OpenFlashChart 59

Abbildung 34: Graphische Nutzeroberfläche von GetProcessData 61

Abbildung 35: Ansicht des geführten Anlagenrundgangs mit großer Schrift auf dem Handheld.....62

Abbildung 36: Mehr Überblick durch die 4-Monitor-Lösung.....64

8 Visualisierung und intelligentes Diagnosesystem

8.1 Veranlassung

Die Entwicklung einer High-Tech-Lösung wie des KOMPLETT-Systems im Rahmen eines Forschungsprojektes auf der einen Seite und der Vor-Ort-Betrieb einer solchen Anlage durch Nicht-Experten auf der anderen machen eine Schnittstelle notwendig, die es ermöglicht Wissenslücken zu verringern und den täglichen Umgang mit diesem System zu erleichtern. Ebenfalls sollte den fernüberwachenden Experten ein Werkzeug an die Hand gegeben werden, welches sie bei der Optimierung des Anlagenbetriebs unterstützt.

Ziel des Projektteils „***Visualisierung und Intelligentes Diagnosesystem***“ war es, ein solches Werkzeug basierend auf innovativen Datenmanagement- und Visualisierungstechniken zu entwickeln und im realen Betrieb zu testen.

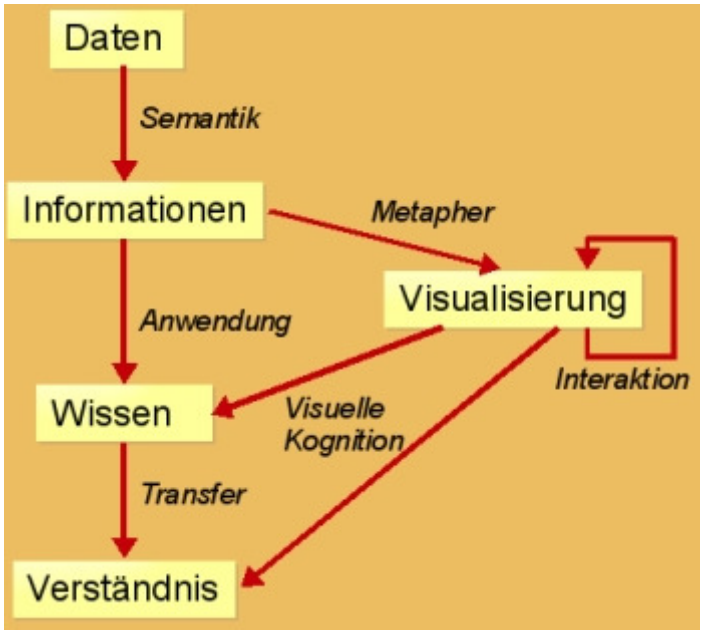


Abbildung 1: Visualisierung

Visualisierung dient dabei als Katalysator für das Entstehen von Wissen und Verständnis aus Daten und Informationen (siehe Abbildung 1). Visualisierungen übertragen einen Teil der geistigen Beanspruchung auf das visuelle System und können mittels präattentiver (vorbewusster) Wahrnehmung parallel verarbeitet werden. Text wird im Gegensatz dazu nur seriell verarbeitet. Visualisierungen können also sehr schnell Informationen zur Verfügung stellen. Das Erkennen von Mustern oder Ausreißern mit Hilfe von Visualisierungen ist für das menschliche Wahrnehmungssystem erstaunlich einfach - in vielen Fällen gar effizienter und effektiver als entsprechende automatische Analysen durch den Computer. Eine gute Kooperation zwischen Mensch und Maschine über intuitive visuelle Interfaces bringt die jeweiligen Stärken zusammen. Gute Visualisierungen und visuelle Interfaces sind dabei nicht nur intuitiv und effizient, sondern bieten auch Ästhetik und Freude beim Benutzen.

Wegen der dezentralen Konzeption der KOMPLETT-Anlage müssen die täglichen Wartungsaufgaben dieses hoch-komplexen Systems von einer vor Ort anwesenden Person, die in den meisten Fällen über keine (Klär-)Anlagenspezifische Ausbildung verfügen wird,

(z.B. im Anwendungsfall Hotel oder Bürogebäude ein Hausmeister), erledigt werden. Um diese Person bei ihrer Tätigkeit zu unterstützen, sollte somit im Rahmen des Projektes nicht nur eine intuitive Visualisierung geschaffen werden, sondern auch eine Expertenwissensbasis und ein ***Diagnosesystem***. Diese sollen bei auftretenden Problemen beratend zur Seite stehen, Schwierigkeiten möglichst automatisiert und frühzeitig erkennen und Verständnisprobleme der Wartungsperson überwinden helfen.

Zusammenfassend sind somit folgende Anforderungen an ein derartiges System zu stellen:

- das System muss fähig sein große Mengen heterogener Daten, wie z.B. online und offline bereitgestellte Prozessdaten, externes Expertenwissen, Anlagenbeschreibungen oder Wartungsanleitungen einzelner Bauteile zu organisieren;
- es soll die Analyse quantitativer Daten, wie z.B. Prozessdaten mit modernen Visualisierungsmethoden erleichtern;
- das System soll semantische Zusammenhänge zwischen qualitativen Informationen (z.B. Informationen über technische Prozesse, Anlagendokumentation, Anlagentechnik und –layout, usw.) her- und übersichtlich darstellen;
- das System soll Informationen nutzer-, aufgaben- und geräte-abhängig darstellen, d.h. Nutzer mit unterschiedlicher Vorbildung (von Experten bis hin zu Neulingen), die mit unterschiedlichen Geräten (vom PC über den PDA bis hin zum Mobiltelefon) ausgestattet unterschiedliche Aufgaben (wie z.B. prozessübergreifende Anlagenoptimierung oder Wartungsarbeiten) zu erledigen haben müssen alle benötigten Informationen in der optimalen Darstellung erhalten um ihre Arbeit effektiv und sicher zu erledigen.

8.2 Stand von Wissenschaft und Technik

Um einen praxisnahen Einstieg in die Entwicklungsarbeit zu finden, wurden diverse kommerziell erhältliche Prozessleitsysteme (hier: Siemens WinCC und Wonderware InTouch) begutachtet und auch Nutzer von solchen Systemen zu deren Vor- und Nachteilen sowie Wunschfunktionalitäten befragt.

So wurde z.B. in einer systematischen Befragung des Anlagenpersonals der Kläranlage Kaiserslautern festgestellt, dass bestehende (Klär-)Anlagenvisualisierungssysteme in der Praxis eine Reihe von Nachteilen aufweisen. Oftmals fehlt z.B. die Möglichkeit, das System an sich ändernde Anforderungen oder individuelle Präferenzen anzupassen; mangelnde Intuitivität der Bedienung gerade für Einsteiger und die Tatsache, dass immer nur eine Ansicht der Anlage angezeigt wird erschweren den Umgang zusätzlich. Das Erkennen von Zusammenhängen zwischen Vorgängen, die auf unterschiedlichen Ansichten zu sehen sind, wird so zu einem mühsamen Hin- und Her-Schalten. Diese Aspekte wurden auch in Gesprächen mit Nutzern anderer konventioneller Systeme bestätigt. Als bedeutsam wurde von Praktikern auch angesehen, den Verlauf von Prozessdaten über einen längeren Zeitraum hinweg animiert darzustellen sowie Zusammenhänge zwischen Prozessdaten abzuleiten. Diesen Anforderungen wurden bei der Entwicklung der Visualisierung für das KOMPLETT-System Rechnung getragen. Die Funktionalitäten kommerzieller, proprietärer,

nicht offener Prozessvisualisierungssysteme wie WinCC oder InTouch sind wegen fehlender Möglichkeiten des Einblicks schwer vergleichbar.

Trotz erster Ansätze der 3D Visualisierung und des innovativen Wissenensmanagements gibt es derzeit kein System, dass derart weitgehend auf modulare und semantische Expertenwissensbasis und verknüpfte, modulare und modifizierbare 3D-Darstellungen setzt wie die in den folgenden Kapiteln beschriebene für KOMPLETT entwickelte HANNAH-Visualisierung.

Das Ergebnis intensiver Literaturrecherche waren nur wenig relevante wissenschaftliche Veröffentlichungen zum Thema Prozessvisualisierung. Nur in speziellen Gebieten begrenzt relevant erschienen Matkovic et al. (2000) (2D Tools zur Prozessdatenvisualisierung), Estublier et al. (1997) (Formalismus zur Modellierung von Prozessen zum Ziel der dynamischen Visualisierung) und Agrawala et al. (2003) (Visualisierung von Konstruktionshinweisen durch 3D Explosionsdarststellungen).

Auch im Bereich der Informationsvisualisierung gab es wenig vergleichbare Arbeiten, da hier häufig isolierte Techniken und weniger komplette Frameworks untersucht wurden. Es gibt jedoch einige Frameworks, die unterschiedliche Visualisierungstechniken in Anwendungen mit Bezug zur einer physikalisch vorhanden Umgebung integrieren und verknüpfen. Ein typisches Beispiel ist die Arbeit von Jern et al. (2006). Darin wird die Benutzung von mehreren Fenstern, farbcodierten Landkarten und Informationsvisualisierungstechniken wie beispielsweise Scatterplots oder Parallele Koordinaten beschrieben um soziologische, ökonomische und ökologische Daten zu Schweden darzustellen. Das von Jern und vielen anderen angewandte mehr-Fenster-Konzept beschränkt die Möglichkeiten (Bestandteile von) einzelne(n) Ansichten visuell miteinander in Verbindung zu bringen. Während bei mehr-Fenster-Ansätzen dazu nur Techniken wie Farbcodierung und nach Benutzerinteraktion direktes Feedback gleichzeitig in allen Fenstern möglich sind, erlaubt das Konzept der HANNAH-Visualisierung weiter reichende und intuitivere Möglichkeiten der visuellen Darstellung von Zusammenhängen, wie sie unten erläutert werden.

Beispiele, in denen Informationsvisualisierungstechniken mit der Visualisierung einer realen Geometrie des Anwendungsgebiets verbunden sind, sind noch seltener. Kirner et al. (2000) ordnet visuelle Elemente wie Kreisdiagramme, Balkendiagramme, Textelemente oder Metaphern wie Bücher in einer Virtual Reality (VR) Umgebung an, um das Verhalten der Besucher eines Museums im virtuellen Analogon der realen Umgebung des Museums darzustellen. Trotz fehlender formaler Evaluation kann deren Ansatz, Informationsvisualisierungselemente in einer VR-Umgebung anzuordnen, als weniger intuitiv als der nachfolgend beschriebene HANNAH-Ansatz der Integration von Informationen durch Modified Virtual Reality ansehen werden.

Weitere, speziellere Informationen zum Stand der Wissenschaft und Technik, die nur ein beschränktes Teilgebiet der hier bearbeiteten Aufgabe betreffen, werden an der entsprechenden Stelle direkt im Text der Ergebnisdarstellung andiskutiert und mit dem HANNAH-Ansatz verglichen.

Das vom Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi) geförderte Projekt mit dem Kurztitel „INCAS – System zur Fernüberwachung und mobilen Wartungsunterstützung von Bio-Kleinkläranlagen“ (Regr.-Nr. 257/04) wurde als ggf. für KOMPLETT relevantes Projekt erkannt.

In diesem Projekt wurde unter anderem die Fernüberwachung und –wartung von bereits bestehenden Kleinklärwerken untersucht. Diese soll über „interaktive und sensitive“ Wartenbilder von einer Service-Firma erfolgen. Im Gegensatz zum KOMPLETT-Projekt ist jedoch weder Benutzer- noch Gerätesensitivität vorgesehen. Die Wartenbilder werden nicht, wie in KOMPLETT realisiert, dynamisch, sondern als statische Bilder von Hand erstellt und nur mit dynamischen Prozessdaten verknüpft und dienen nur Übersichtszwecken. Die eigentlichen Prozessdaten werden nicht mit Techniken der Informationsvisualisierung dargestellt, sondern lediglich in Tabellen oder einfachen Graphen zur Verfügung gestellt. Diese unintuitive Datendarstellung ist lediglich Experten zugänglich. Ein Intelligentes Diagnosesystem und ein Tool zur Prozessoptimierung wurden im Rahmen von INCAS nicht entwickelt.

Dagegen werden in KOMPLETT weitreichendere Ziele (umfassendere Verfahrensschritte, stärkere Abhängigkeiten und Wechselwirkungen, Diagnosesystem, Kontext-Sensitivität,…) verfolgt und umgesetzt. Daher nahm INCAS keine wesentlichen, im Rahmen von KOMPLETT zu erwartenden Forschungsergebnisse vorweg, sondern konnte als Anregung zu weitergehender Arbeit angesehen werden.

8.3 Ergebnisse

8.3.1 Expertenwissen, Aufbereitung von Daten und Informationen, Ontologie

Die Fachinformationen, die zur Erstellung einer Wissensdatenbank und eines Intelligenten Diagnosesystems im Bereich der Abwasser-/Wasseraufbereitung benötigt werden, liegen oftmals nicht in einer allgemein zugänglichen und/oder verständlichen Form vor. Selbst wenn Informationen vorliegen, so sind diese bei herkömmlichen Anlagen meist in sehr unterschiedlichen Formaten vorhanden (Ordner mit Papier-Dokumenten, Tabellen, Hersteller-Handbücher, einzelne Dateien auf dem PC, mündliches weitergegebenes Expertenwissen), die untereinander nicht in Zusammenhang stehen und wegen ihres unterschiedlichen Charakters auch schwer miteinander in Verbindung zu bringen sind.

Um die Aufgabe zu erfüllen, den Nutzern für aktuelle Aufgaben benötigte Informationen über die Verfahrenstechnik, den Betrieb und die Wartung einer KOMPLETT-Anlage zur Verfügung zu stellen oder neue Erkenntnisse über Zusammenhänge zu ermöglichen, muss das System in der Lage sein, eine Vielzahl heterogener Daten (on-line-Prozessinformationen – historisch und aktuell, Betriebshandbücher aller Anlagenkomponenten, visuelle Informationen wie Bilder, Videos und Grafiken, uvm.) zu verwalten und sinnvoll zu organisieren.

Als Kern dieses Datenmanagementsystems wurde dazu eine speziell entwickelte Ontologie eingesetzt, welche alle verfügbaren Informationen enthält und verknüpft. Die Verbindung von aktuellen Prozessinformationen mit hinterlegtem Expertenwissen zu kritischen Betriebzuständen bzw. –einstellungen ermöglicht darüber hinaus eine einfache und grundlegende Form der Diagnose.

Zunächst soll zum besseren Verständnis auf den Begriff der **Ontologie** näher eingegangen werden. In ihrer ursprünglichen Bedeutung war die Ontologie eine philosophische Disziplin, die sich mit dem „Sein“, dem „Seienden“ und fundamentalen Typen von Entitäten (Gegenstände, Eigenschaften, Prozesse) beschäftigt. In der Informatik versteht man unter

einer Ontologie ein formal definiertes System von Konzepten und Relationen zur Wissensrepräsentation. Nach Uschold et al. (1996) sind Ontologien ein gemeinsames Verständnis oder ein Blick auf ein Anwendungsgebiet, eine einheitsstiftende Konzeptionalisierung, die es ermöglicht, Probleme in dem Anwendungsgebiet zu lösen.

Durch den Rahmen bzw. Wortschatz, den eine Ontologie definiert und Nutzern vorgibt ist es darüber hinaus möglich, Wissen aus unterschiedlichsten Sachgebieten auf einer Ebene zusammenzuführen und allgemein nutzbar zu machen. Gerade diese Eigenschaften machen Ontologien für den Einsatz im Bereich der Informationsverwaltung und des Intelligenten Diagnosesystems der KOMPLETT-Anlage so interessant, da in diesem Projekt Expertenwissen aus unterschiedlichsten Bereichen, wie z.B. der Verfahrenstechnik, der Mikrobiologie, der Hygiene und der Arbeitssicherheit zusammengeführt und aufbereitet werden. Eine Ontologie enthält ein allen Beteiligten gemeinsames Vokabular, was sich gerade im Projekt KOMPLETT, bei dem Menschen mit unterschiedlichen Ausbildungen zusammenkommen, als sehr nützlich erweist.

Der Vorteil einer Ontologie ist neben der Möglichkeit, eine gemeinsame Begriffswelt zu schaffen und heterogene Informationen darin zu integrieren und zu verknüpfen, die Modularität, die das Restrukturieren, Anpassen und Wiederverwenden von beliebigen Ausschnitten in anderen Projekten ermöglicht. Durch das qualitative Verknüpfen von Informationen werden diese in einen Kontext gesetzt, das heißt ihre Bedeutung (Semantik) wird deutlich, was eine wichtige Voraussetzung zum Verständnis von Informationen und für neue Erkenntnisse ist, insbesondere, wenn eine Neueinarbeitung in ein Wissensgebiet nötig ist.

Andererseits sollte die Mächtigkeit einer Ontologie nicht überschätzt werden. Eine Ontologie ist eine Begriffswelt mit semantischen Informationen, eine Wissensbasis mit Expertenwissen. Eine Ontologie eignet sich daher hervorragend als Grundlage für fallbasierte oder regelbasierte Expertensysteme, kann jedoch selbst nicht als Expertensystem, sondern nur als Vokabular oder Wissensbasis angesehen werden.

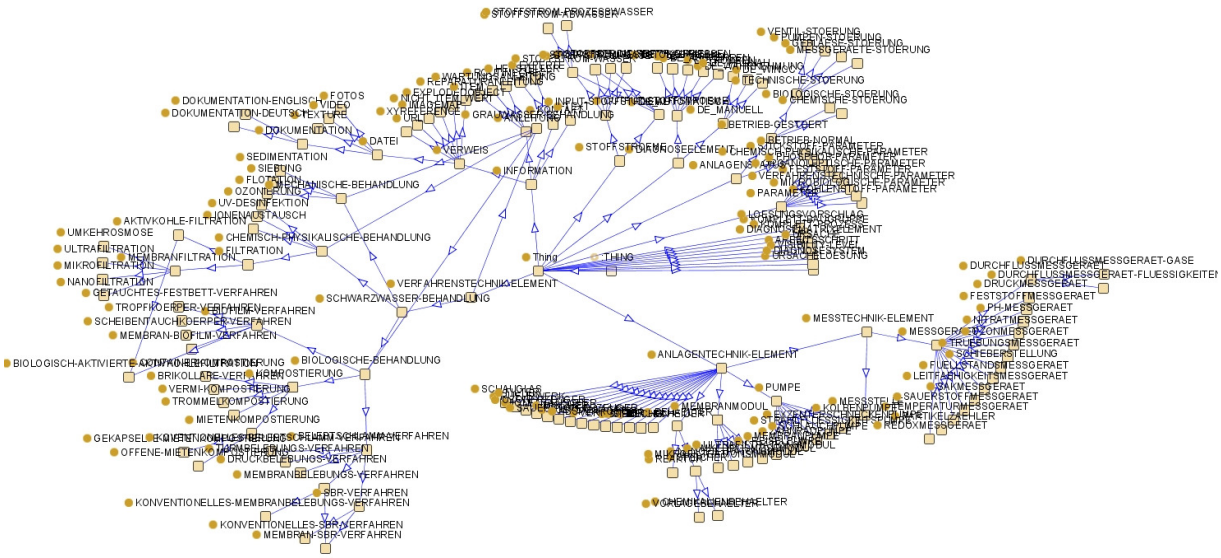


Abbildung 2: Automatisch generiertes radiales Layout der Klassen der KOMPLETT-Ontologie (Jambalaya-Plugin; Protégé)

Nach Prüfung mehrerer Ontologie-Editoren wurde aufgrund der guten Handhabbarkeit, des technischen Supports und der zur Verfügung stehenden Erweiterungsmöglichkeiten Protégé (2008), eine Open Source Plattform zur Entwicklung von Ontologien für das KOMPLETT-Projekt ausgewählt. Protégé selbst ist eine Entwicklung der Stanford Medical Informatics an der Stanford University School of Medicine.

Das Wissensmanagement konnte mit Hilfe von Protégé von Anwendungs-Experten zusammen mit Informatik-Experten durchgeführt werden. Zusätzliche Informationen in unterschiedlichen Medienformaten (Prozessdaten in Datenbank-Tabellen, Videos, Bilder, Dokumentation, 3D Objekte) werden von der Ontologie aus referenziert.

Um eine Informationsinstanz (Entität) zu einer Ontologie hinzuzufügen, wird das Konzept der Instanz zunächst in die Klassenhierarchie eingefügt. Abbildung 2 zeigt ein vom Jambalaya-Plugin von Protégé automatisch erzeugtes radiales Layout aller Klassen der Komplett-Ontologie. Die oberste Klasse in der Hierarchie ist typischerweise das „Ding“ (in Abbildung 2 „Thing“ in der Mitte der Darstellung). Alle Konzepte, die ein Spezialisierung von „Ding“ sind, sind Unterklassen von „Ding“. Eine Unterklasse muss zur jeweiligen Oberklasse eine „ist ein“-Beziehung haben. In der Komplett-Ontologie sind beispielsweise „Information“, „Anlagentechnik-Element“ und „Diagnoseelement“ direkte Unterklassen von „Ding“. Diese Klassen sind wiederum in weitere Unterklassen spezialisiert.

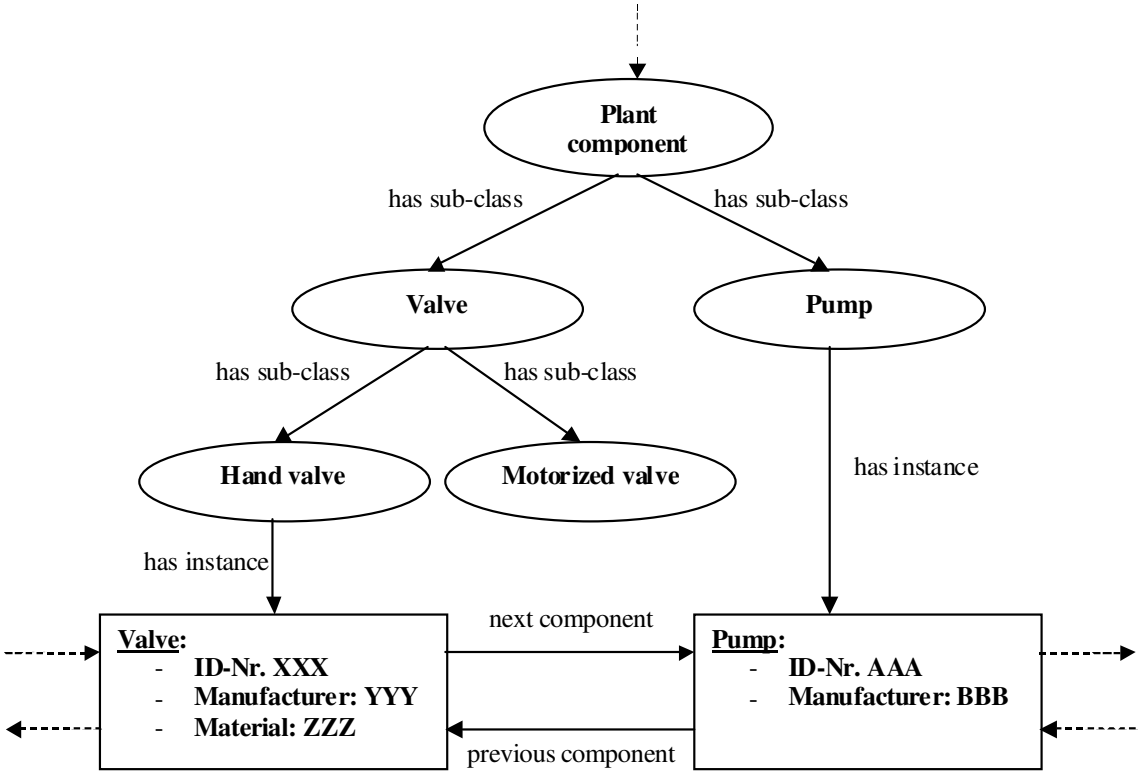


Abbildung 3: Darstellung der Klassenhierarchie der KOMPLETT-Ontologie am Beispiel der Klasse Plant Component (Anlagentechik-Element) und deren Unterklassen (Ausschnitt)

Eine Klasse wird durch bestimmte Eigenschaften und Relationen zu anderen Klassen, die alle Unterklassen teilen, charakterisiert. Eine Unterklasse fügt weitere Eigenschaften und Relationen hinzu. Alle „Dinge“ haben beispielsweise die Eigenschaft „Name“ und die Relation zur Klasse „Information“. Das bedeutet, dass alle Instanzen der Klasse „Ding“ und deren Unterklassen mit einem Namen beschrieben werden können und dass ihnen Instanzen der Klasse „Information“ zugeordnet werden können (z.B. einem Anlagentechnik-Element kann eine technische Anleitung aus der Klasse Information zugeordnet werden). Abbildung 4 zeigt, wie in Protégé Eigenschaften und Relationen einer Instanz einer Klasse eingegeben werden können. Weiter unten wird beschrieben, wie die Ontologie innerhalb von Visualisierung und Diagnosesystem genutzt wird.

Die **Komplett-Ontologie** enthält Konzepte (Klassen) wie Prozessschritte, Anlagenkomponenten, Messinstrumente und Diagnoseelemente. Mit Hilfe entsprechender Informationen des Projektpartners EnviroChemie, die in Informationsinstanzen (Entitäten) in der Ontologie umgesetzt wurden, konnte der verfahrenstechnische Prozess modelliert und die wesentlichen Planungsdaten der realen Anlage (Anlagenkennzeichnung, Bauteile, Fließschema, usw.) integriert werden. So ist es beispielsweise möglich, jedes Bauteil einem Verfahrensschritt zuzuordnen und auch den Verfahrensschritt mit über- und untergeordneten, sowie vorhergehenden und nachfolgenden Behandlungsschritten im Gesamtprozess zu lokalisieren.

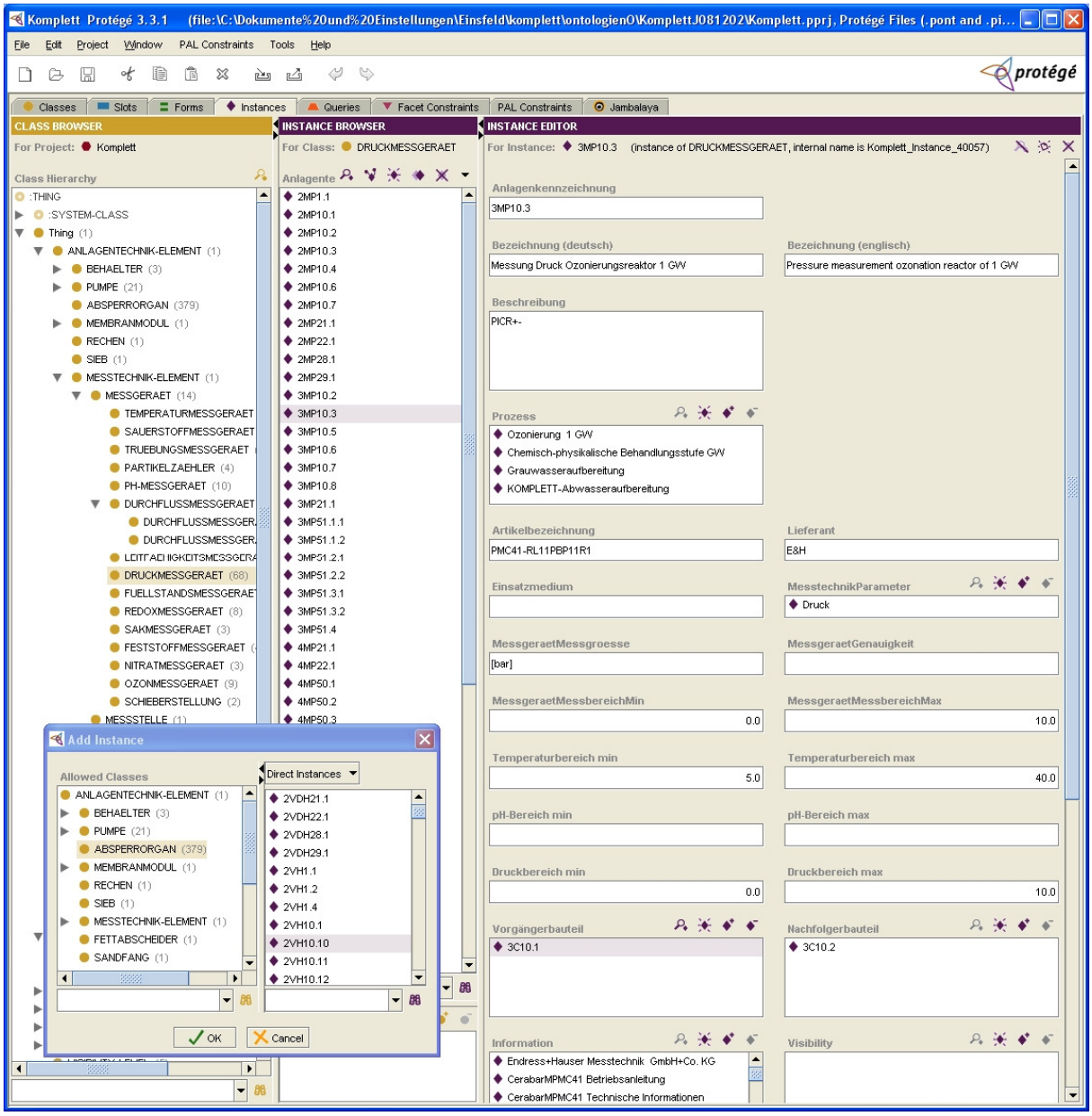


Abbildung 4: Grafische Nutzeroberfläche des Ontologie-Editors Protégé

Ebenfalls in der Komplett-Ontologie enthalten sind Detailinformationen zu den einzelnen Bauteilen (Herstellerinformationen, Wartungsinformationen u.ä.), eine für Laien verständliche Kurzbeschreibung jeder Baugruppe und relevante Bezeichnungen zusätzlich in englischer Sprache, um die Mehrsprachigkeit des Systems zu gewährleisten. Mit Anlagentechnik-Elementen verknüpft sind beispielsweise PDF-Dokumente mit Herstellerinformationen. Anleitungen, Fotos, erläuternde Web-Links oder Fotos, das 3D Objekt, das das Bauteil in der Visualisierung repräsentiert, und Parameter, die an dem Bauteil gemessen werden. Dadurch wird es möglich, Zusammenhänge zwischen einzelnen Parametern herzustellen und diese in Kombination mit Informationen über den Anlagenstatus und Betriebszustand auf Plausibilität zu prüfen.

Die Komplett-Ontologie umfasst in der letzten vorliegenden Version 183 Klassen, 154 Typen von Eigenschaften oder Relationen und 5.676 Instanzen.

Zur vollständigen Modellierung der Baugruppe 2 (Membranbiologie Grauwasser) waren Informationen über die Position und Orientierung von nicht einsehbaren und nicht in Konstruktionszeichnungen dokumentierten Bauteilen und Rohrleitungen nötig. Diese wurden vom Projektpartner EnviroChemie (EC) zur Verfügung gestellt. Inkonsistente Bauteilbenennung in nicht übereinstimmenden Dokumentationen mussten jedoch im Vorfeld der Implementierung zunächst noch aufgelöst werden.

Speziell für das **Intelligente Diagnosesystem** wurden die parallel zur elektronischen Betriebsüberwachung geführten Betriebstagebücher der KOMPLETT-Anlage auf die aufgetretenen Störfälle und Problemstellungen hin ausgewertet. Im Wesentlichen wurde sich dabei an den Verfahren zur Fehlerbaumanalyse (DIN 25424, Teil 1 und Teil 2, 1981 bzw. 1990), Ereignisablaufanalyse (DIN 25419, 1985), Fehlzustandsbaumanalyse (DIN EN 61025, 2007) und den Analysetechniken für die Funktionsfähigkeit von Systemen (DIN EN 60812, 2006) orientiert. Basierend auf Konzepten aus den genannten Normen wurde eine Fehlermatrix erstellt, welche mögliche Anlagenzustände (bis hinunter zur Bauteilebene) mit deren primären (unmittelbaren) und sekundären (zeitlich versetzten und/oder abhängigen) Folgen verknüpft, mögliche Ursachen aufzeigt und Lösungsvorschläge anbietet. Diese Matrix wurde zur besseren Bearbeitbarkeit und Erweiterbarkeit zunächst in Form einer Excel-Tabelle angelegt und anschließend in Zustands-, Folgen-, Ursachen- und Maßnahmen-Instanzen aufgebrochen in die Ontologie überführt. Diese Instanzen werden innerhalb der Ontologie untereinander und darüber hinaus mit der bereits zur Verfügung stehenden Wissensbasis (z.B. Bilder von Bauteilen oder Zuständen, Betriebsdaten, usw.) verknüpft. Wenn die Beschreibung eines Zustandes durch einen formalen Ausdruck möglich ist, kann das Diagnosesystem das Eintreten einer Diagnosesituation automatisch prüfen und die verknüpften Informationen und Lösungsvorschläge anzeigen, was zum Verständnis und zur Behebung des Problems, im günstigsten Fall sogar zur Früherkennung und Vermeidung von unerwünschten Anlagenzuständen, führen kann.

Die Grundvoraussetzung für Kontextsensitivität, Benutzerebenen und Mehrsprachigkeit ist Modularität sowohl auf Ebene der Daten als auch auf Ebene der Software.

Auf Ebene der Daten wurde diese Modularität durch den Einsatz einer Ontologie erreicht. Darin werden - wie beschrieben - alle Informationselemente getrennt voneinander kategorisiert, mit Eigenschaften beschrieben und verknüpft, sodass einerseits je nach Kontext unterschiedliche Untermengen dieser Informationselemente anhand ihrer Eigenschaften ausgewählt werden können und andererseits bei Bedarf Zusammenhänge zwischen den Elementen abgefragt werden können.

Auf Ebene der Software wurde Modularität durch eine geeignete Softwarearchitektur, die unten näher beschrieben wird erreicht. Visualisierungsobjekte sind Elemente einer Klassenhierarchie, die vom Benutzer je nach Wissens- und Ausbildungsstand (Benutzerkontext) und Aufgabengebiet (Aufgabenkontext) im Raum bewegt, modifiziert, entfernt oder um weitere Elemente ergänzt werden können. Der Systementwickler kann bei sich ändernden Anforderungen leicht bestehende Objekte / Visualisierungen in der Klassenhierarchie zu neuen Objekten / Visualisierungen kombinieren oder Variationen von Objekten/Visualisierungen ergänzen.

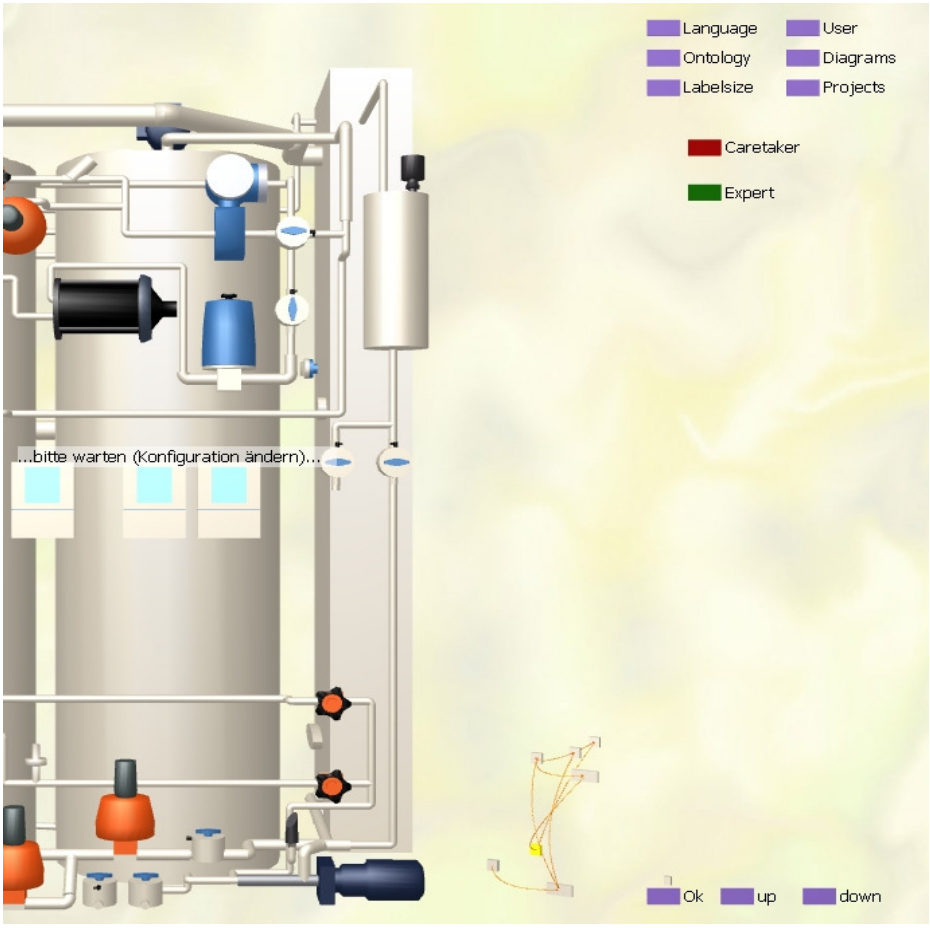


Abbildung 5: Änderung der Konfiguration von HANNAH über das Menü

Die zu Beginn des Projekts festgelegten Benutzerebenen

- „Hausmeister“-Ebene: Zugriff auf Anlagensteuerung auf das Notwendigste beschränkt; Visualisierung auf Nutzer ohne bzw. mit geringem Fachwissen abgestimmt,
- „Service“-Ebene: Zugriffsebene für Wartungstechniker; erweiterte Rechte für Steuer- und Regeleingriffe und
- „Experten“-Ebene: Fernüberwachungsebene mit vollen Zugriffsrechten auf das Prozessleitsystem und die Diagnosetools

wurden nie weiter konkretisiert. Um dennoch die Leichtigkeit der Implementierung von Benutzerebenen im HANNAH-Framework zu demonstrieren, wurde dies an zwei Stellen beispielhaft umgesetzt. In einer Konfigurationsdatei kann die Default-Benutzerebene gesetzt werden und über das in Abbildung 5 zu sehende Menü kann diese zur Laufzeit von HANNAH verändert werden. (Dies alles nur zu Testzwecken; der professionelle Login mit Passwort ist problemlos zu ergänzen.) In der Benutzerebene des Hausmeisters werden die Elemente der dargestellten Anlage mit erklärenden Beschriftungen (z.B. Absperrventil) versehen, während in der Ebene des Experten die Bezeichnungen der Anlagenbauer verwandt werden (z.B. 2VH10.4). In der Hausmeisterebene werden die Icons zum Steuern der Anlage, über die der Experte in der 3D-Ansicht beispielsweise Pumpen regulieren kann, nicht angezeigt, sodass keine Möglichkeit zum steuernden Eingriff besteht, um die Betriebssicherheit zu gewährleisten.

Zu Beginn des Projekts wurde darüber nachgedacht, die Nutzerprofile komplett mit Hilfe der Ontologie umzusetzen, indem jedem Informationselement als Eigenschaft eine Benutzerebene zugeordnet wird. Dies wäre möglich gewesen, hätte jedoch einen unverhältnismäßig großen Aufwand bedeutet in Anbetracht der Tatsache, dass nur grobe Beschreibungen der Benutzerebenen vorliegen und die Zugehörigkeit von einzelnen Elementen zu Benutzerebenen zusätzlich von der jeweiligen Aufgabe abhängig zu sein schien.

Die Mehrsprachigkeit des Systems wurde beispielhaft in der Visualisierung der Anlage umgesetzt. Über das in Abbildung 5 zu sehende Menü kann zwischen englischer und deutscher Sprache gewählt werden. Da alle Anlagenelemente in der Ontologie eine deutsche und eine englische Bezeichnung besitzen, kann diese dann zur Beschriftung der Anlagenteile z.B. in der 3D Ansicht geladen werden (nur in der Hausmeisterbenutzerebene, da für den Experten die Fachbezeichnungen angezeigt werden). Diese einfach Umsetzung der Mehrsprachigkeit, die sich auch auf die Kontrollelemente der HANNAH-Visualisierung ausweiten ließe, zeigt wiederum die Nützlichkeit einer Ontologie, die alle Informationen zu einem Element bei diesem selbst speichert und nicht, wie sonst nötig, externe Übersetzungstabellen benötigt. Dadurch wird die Wartbarkeit der Wissensbasis deutlich erleichtert.

Nach Rückmeldungen aus der Praxis hat sich herausgestellt, dass es individuell unterschiedliche Präferenzen für die verschiedenen Visualisierungen gibt, die nicht auf die Zugehörigkeit der BenutzerInnen zu bestimmten Profilen zurück zu führen ist. Aus diesem Grund war es wichtig, das HANNAH-System flexibel zu gestalten, sodass die Funktionalität gewählt werden kann, die im jeweiligen Kontext und individuell sinnvoll erscheint. Aber auch das Vorschlagen von Default-Interaktionsmöglichkeiten oder die Einschränkung von Funktionalität für bestimmte NutzerInnen ist auf diese Weise unproblematisch.

8.3.2 HANNAH-Visualisierung

Mit der oben genannten Zielsetzung vor Augen wurde das in C++/OpenGL implementierte 3D Visualisierungsframework HANNAH genannt, was für „**H**ere **A**nd **N**ow, **N**ear **A**t **H**and“ (sinngemäß „das Wesentliche stets im Blick und griffbereit“) steht. Aufgrund der hierarchischen und komponentenbasierten Architektur kann das System sowohl schnell an neue Anforderungen angepasst werden als auch zur Laufzeit, d.h. im laufenden Betrieb kontextsensitiv auf Benutzeranforderungen reagieren.

Die im Rahmen des Projekts konzipierte und implementiere HANNAH-Visualisierung ist eine Neuentwicklung eines komplexen interaktiven 3D Informationsvisualisierungs-Frameworks zur Visualisierung, Kontrolle, Steuerung und Diagnose von Anlagen (d.h. Analyse, Design, Codierung, Test, Evaluierung, Refakturierung). Das Ziel der Visualisierung bestand unter anderem darin, ein kontext-sensitives intuitives Human Computer Interface (HCI) zu schaffen, das es auch Laien ermöglicht, die Anlage zu bedienen, sowie fortschrittliche und intuitive Analysetools für Experten bietet. Dabei wurden Methoden der Informationsvisualisierung, Metaphern und animierte 3D Darstellungen entwickelt und eingesetzt. HANNAH benutzt frei verfügbare C++ Bibliotheken wie Graphviz (2009) für das Layout von Graph-Strukturen, FreeImage (2009) für Bild-Manipulation und SDL (2009) für

Threads. Die HANNAH-Visualisierung besteht (ohne Bibliotheken) aus mehr als 45.000 Zeilen Quellcode.

8.3.2.1 Softwarearchitektur

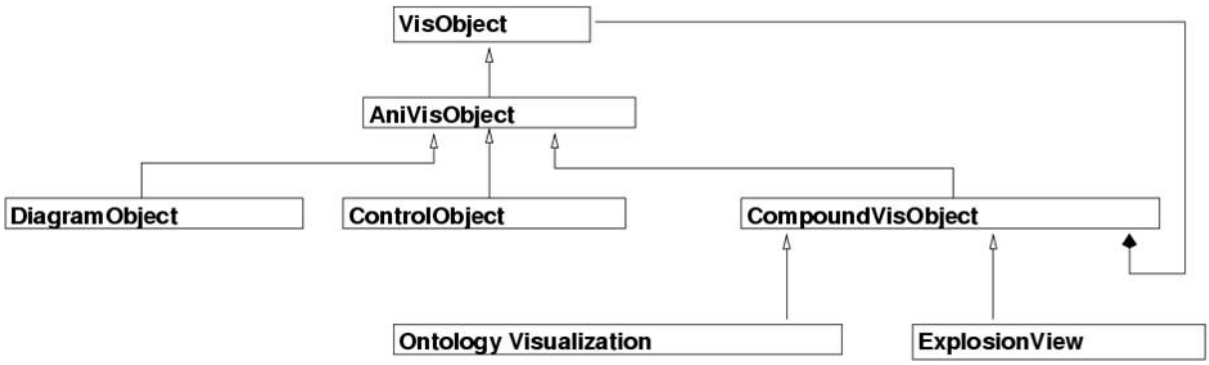


Abbildung 6: Ausschnitt aus der Klassenhierarchie der HANNAH-Visualisierung

Hier soll die in Abbildung 6 grob gezeigte Klassenhierarchie des HANNAH-Frameworks beschrieben werden. Alle Visualisierungselemente sind Instanzen von von VisObject abgeleiteten Klassen. Die Klasse VisObject ist zuständig für elementare Positionierung, Materialeigenschaften, Beschriftung und Rendern des Objekts. Die nächste Klasse in der Klassenhierarchie ist AniVisObject. AniVisObject bietet Funktionalitäten, Objekte entlang eines Pfades zwischen Start- und Zielpunkt animiert zu bewegen. Diese Bewegung ist, um den massiven Charakter der Visualisierungsobjekte zu veranschaulichen und so zur Immersion, d.h. das Eintauchen des Nutzers in die Virtuelle Realität beizutragen, als slow-in/slow-out Bewegung realisiert, wie es von Thomas (1997) vorgeschlagen wurde.

Von AniVisObject abgeleitet sind Klassen wie DiagramObjects (visuelle Metaphern zur Darstellung von Messwerten), Komponenten der 3D Darstellung, Kontrollelemente und Knoten in der Ontologievisualisierung. Klassen komplexerer Objekte, die sich aus mehreren Einzelkomponenten zusammensetzen, sind von der Klasse CompoundVisObject, die wiederum Kind (hierarchische Beziehungen zwischen Klassen und den daraus abgeleiteten Klassen werden als Eltern-Kind-Beziehungen bezeichnet; die Kind-Klassen erben die Grundeigenschaften der Eltern-klasse und können diese modifizieren oder auch erweitern) der AniVisObject-Klasse ist, abgeleitet. Ein CompoundVisObject kann aus beliebig vielen VisObjects (also auch CompoundVisObjects) wie beispielsweise Diagramm-Objekten und Kontrollelementen zusammen gesetzt sein. Diese modulare und hierarchische Architektur erlaubt es nach und nach komplexere Visualisierungen in immer höheren Abstraktionsebenen zu erstellen, diese zu kombinieren und alle einheitlich zu behandeln (z.B. bezüglich rendern, Beschriftung und Interaktion). Beispiele für von CompoundVisObject abgeleitete Klassen sind die aus Einzelkomponenten bestehende 3D Ansicht, Menüs mit mehreren Kontrollelementen oder abstrakte Ontologievisualisierungen mit Knoten und Kanten.

Neben der Klassenhierarchie zur Visualisierung von einzelnen und zusammengesetzten Objekten enthält das HANNAH-Framework Klassen, die als lokale Datenstrukturen zur Repräsentation von im aktuellen Kontext relevanten Teilen der Ontologie genutzt werden

können. CommonGraph enthält eine Liste von CommonNodes und CommonArcs, die die Instanzen und Relationen in der Ontologie modellieren. CommonNodes und CommonArcs speichern ihren Typ (Klasse) (CommonNodeType, CommonArcType), Attribute und Verknüpfungen zwischen beiden. Die CommonGraph-Struktur kann genutzt werden, um visuelle Graph-Repräsentationen zu erzeugen.

CommonGraph stellt auch Methoden zur Kapselung von SQL-Anfragen zur Verfügung, die es dem Benutzenden erlauben, auf einfache Weise alle Instanzen einer speziellen Klasse zu erhalten oder benötigte Attribute zu einer Liste von Instanzen hinzuzufügen. Zudem können benutzerdefinierte bidirektionale Abbildungen zwischen zwei Listen von Instanzen, die mit einer bestimmten Relation untereinander verknüpft sind, abgefragt werden. Beispielsweise möchte ein Benutzer alle Temperaturdaten, die im Prozess aufgenommen werden mit den Prozessschritten, in denen sie gemessen wurden, in Verbindung bringen (Abbildung 14, links). Um die benötigten Daten zu erhalten, wird CommonGraph zunächst gebeten, eine Liste A aller Prozessschritte zu erzeugen. Dann wird eine andere Liste B, die Referenzen zu Prozessdaten mit der zusätzlichen Bedingung, dass die Prozessdaten mit Temperaturmessgeräten verknüpft sind (also Temperaturprozessdaten), enthält, erstellt. Schließlich wird eine Abbildung zwischen A und B erzeugt, in dem CommonGraph die zusätzliche Information gegeben wird, dass die Abbildung von folgender Art sein soll: Ein Element aus A muss mit der Relation *„Involvierte Anlagentechnik“* mit einem Anlagentechnik-Element C verknüpft sein und dieses muss mit einer *„hat Information“*-Relation mit einem Element aus B verknüpft sein. CommonGraph gibt eine Abbildung von A nach B und B nach A in der Form von zwei C++ STL map-Containern, die effizient zur Generierung entsprechender Visualisierungen genutzt werden können, zurück.

8.3.2.2 Prozessdatenvisualisierung

Bei komplexen HighTech-Anlagen wie der von KOMPLETT werden zahlreiche Prozessparameter wie z.B. Temperatur, pH-Wert, Druck oder auch Stoffkonzentrationen aufgenommen. Für den lokal verantwortlichen Hausmeister, aber auch für den Experten stellt sich die Frage, wie über diese Fülle von Daten der Überblick behalten werden kann oder wie gar Unregelmäßigkeiten oder Zusammenhänge erkannt werden können. Konventionelle Lösungen erlauben oft nur das Betrachten eines einzelnen Parameters in einem beschränkten Zeitraum von beispielsweise einem Tag.

Zur übersichtlichen und leicht verständlichen Darstellung großer Mengen von Prozessdaten wurde eine ganze Reihe von innovativen, teilweise animierten 2D- und 3D-Visualisierungen entwickelt. Dabei wurde Wert darauf gelegt, dass die Daten auch ohne tiefer gehendes Expertenwissen z.B. durch intuitive Farbcodierung, interpretiert werden können. Die eingesetzten Visualisierungstechniken ermöglichen neben Detailansichten auch die Übersicht über große Zeiträume oder mehrere Parameter. So können leicht Trends, wiederkehrende Muster, Ausreißer oder Zusammenhänge zwischen mehreren Parametern erkannt werden.

Zu jedem Messwert gehört ein Zeitstempel, der den Zeitpunkt der Messung angibt. Jeder Prozessparameter kann durch eine ItemID identifiziert werden. Über die ItemID werden Prozessparameter in der Ontologie referenziert. So kann beispielsweise für jedes technische Gerät, das Prozessdaten aufzeichnet und daher mit einer ItemID verknüpft ist, bestimmt

werden, von welchem Typ die Messwerte sind (z.B. Temperatur oder Druck), zu welchem physikalischen oder logischen Teil der Anlage sie gehören und ob zusätzliche Informationen wie Dokumentationen verfügbar sind.

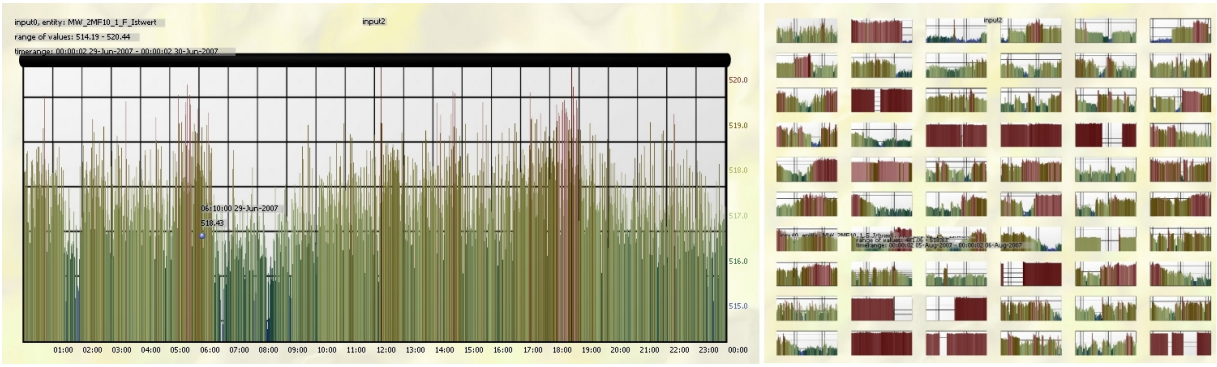


Abbildung 7: Zwei Beispiele von space-multiplexing in der HANNAH-Visualisierung

Systeme, die mit großen Mengen von Daten umgehen müssen, müssen gewöhnlich entscheiden, ob sie Detail nach Detail zu je einer Zeit (*time-multiplexing*) oder alle Informationen gleichzeitig in unterschiedlichen Regionen der Anzeige (*space-multiplexing*) darstellen wollen (siehe Card et al. (1999), Fekete et al. (2002), Hart et al. (2001)). Während space-multiplexing (siehe Abbildung 7) zu überfüllten Ansichten führen kann, laufen Benutzende von time-multiplexing-Techniken in Gefahr, den Kontext zu verlieren. Mit im Rahmen des Projekts entwickelten Methoden wird vorgeschlagen, 3D Visualisierungen zusammen mit Animation als eine Lösung des space- vs. time-multiplexing-Dilemmas zu nutzen. 3D Visualisierung und Animation sind eine Möglichkeit, Informationen in einem „natürlichen“ Fokus&Kontext-Stil zu visualisieren. Dies ist besonders intuitiv, wenn zudem Metaphern aus dem täglichen Leben eingesetzt werden.

Farbverlauf

Der Farbverlauf aller Prozessdatenvisualisierungen in HANNAH ist umfassend konfigurierbar und kann vom Interface-Designer auf die jeweiligen Anforderungen und/oder Bedürfnisse angepasst werden. Der Standard-Farbverlauf, der in HANNAH benutzt wird, besteht aus einem dunkelblau bis hellblau Farbverlauf für die unteren 20% der Werte, einem dunkelgrün über hellgrün bis braun Farbverlauf für die mittleren 60% und einem hellrot bis dunkelrot Farbverlauf für die oberen 20% des Werte-Spektrums. Die Entscheidung hierfür wurde aufgrund zweier Überlegungen getroffen: Die Ergebnisse von Rheingans (1999) und Light et al. (2004) zeigen, dass das weit verbreitete Regenbogenfarbschema schwer zu interpretieren ist, da die Reihenfolge der Farben nicht präattentiv (vorbewusst) wahrnehmbar ist und Variationen der Helligkeit der Farben die Qualität eines Farbverlaufs verbessern. Die zweite Überlegung war, dass das Anwendungsgebiet der Prozessdatenüberwachung und -analyse häufig qualitative Interpretationen der Daten erfordert. Deshalb wurde entschieden, den Farbverlauf mit zwei Schwellwerten in drei visuell unterschiedliche Teile zu trennen, um anzuzeigen, welche Werte besonders niedrig, hoch oder in einem akzeptablen Bereich sind.

Abbildung 8: Kontrollelement zur Farbskalakonfiguration

Alle Diagramme benutzen den gleichen Farbverlauf, sodass nach kurzer Eingewöhnungszeit eine schnelle Zuordnung von Farben zu Werten möglich ist. Während der Interface-Designer wie oben beschrieben die Art des Farbverlaufs und die Farben ändern kann, hat der Benutzer die Möglichkeit, über ein Kontrollelement (Abbildung 8) in der HANNAH-Visualisierung die beiden Schwellwerte, die die drei einzelnen Farbverläufe trennen, zu verändern.

Überblicksdarstellung

Das Konzept der Prozessdatenvisualisierung in HANNAH ist hierarchisch und modular. Es existiert eine Toolbox von Metaphern, aus denen je nach Kontext gewählt und kombiniert werden kann. Einige Metaphern eignen sich, um Überblick zu gewinnen (Abbildung 9), andere können genutzt werden, um das Verhalten verschiedener Parameter zu vergleichen (Abbildung 11), und wieder andere eignen sich, um das Verhalten eines Parameters über die Zeit zu analysieren (Abbildung 12). Zusätzlich gibt es Fokus-Ansichten, für eine detaillierte Analyse.

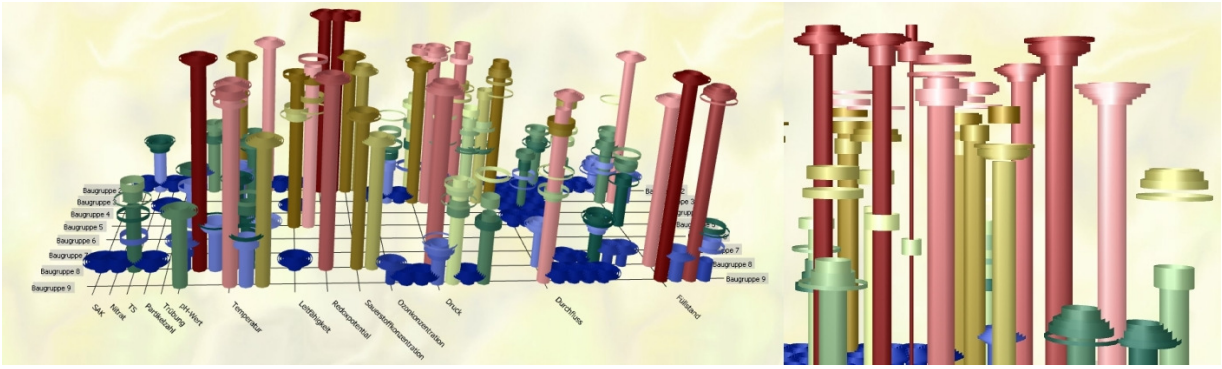


Abbildung 9: Überblick über das Masterdiagramm; rechts: Detailausschnitt

Um einen Überblick über alle Prozessdaten des ganzen Prozesses zu bekommen, wurde eine 4D (3D plus Zeit) Visualisierung mit animierten Säulen, wie sie in Abbildung 9 zu sehen ist, entwickelt. Jede Säule repräsentiert einen Parameter. Die Werte der Parameter werden auf die Höhe der Säulen und deren Farbe abgebildet. Der Benutzende kann das Zeitintervall von Interesse angeben. Wenn die Animation gestartet wird, bewegt sich ein Zeit-Schieber von der Startzeit zur Endzeit, die Werte der Parameter verändern sich entsprechend der aktuellen Animationszeit und die Säulen verändern ihre Höhe abhängig vom aktuellen Wert. Die räumliche Anordnung der Säulen ist durch semantische Information aus der Ontologie bestimmt. Auf der Grundebene sind entlang der x-Achse alle Parametertypen und entlang der y-Achse die einzelnen Baugruppen der Anlage angeordnet. Die Eintragungen beider Achsen können rotiert werden, sodass andere Säulen sich in die vordere- und in die Fokus-Ansicht bewegen. Die Dicke der Säulen repräsentiert das Änderungsverhalten der Parameter, also das Ergebnis des Verhältnisses Standardabweichung / Durchschnittswert.

Im rechten Teil von Abbildung 9 ist eine Detailansicht dieser Metapher zu sehen, mit deren Hilfe der Zweck der zusätzlichen HistoryRings um die Säulen erklärt werden kann: Die letzten fünf Werte eines Parameters vor der aktuellen Zeit werden mit diesen Ringen angedeutet. Die Höhe (z-Position) des Mittelpunkts der Ringe und deren Farbe zeigen die vergangenen Werte an. Die Ringe sind breiter und weniger hoch, je älter sie sind. Wenn dies animiert dargestellt wird, folgen die Ringe der Spitze Säule, zu der sie gehören, hoch und runter. Ihr dynamisches Verhalten erinnert an das natürliche Verhalten von konzentrischen Wellen auf einer Wasseroberfläche ausströmend von einem Mittelpunkt, wo beispielsweise ein Stein ins Wasser geworfen wurde. Diese intuitive Metapher erlaubt dem Benutzer leicht die im Wert zunehmenden Parameter (Kegelform), abnehmenden Parameter (auf dem Kopf stehende Kegelform), konstante Werte (komprimierte Kugel) und die sich schnell ändernden Werte (gestreckter Kegel) zu identifizieren.

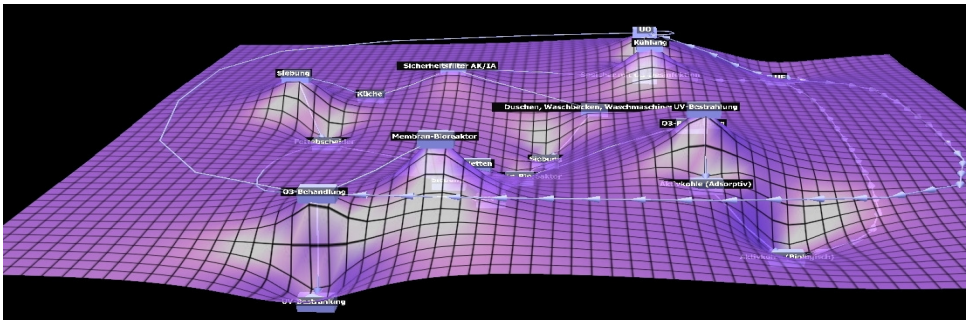


Abbildung 10: Höhenfeld zur Prozessdatenvisualisierung

Die zu Beginn des Projekts verfolgte Idee der Übersichtsvisualisierung von Prozessparametern mit Hilfe von Höhenfeldern (Abbildung 10), die als ein Vorläufer des nun vorgestellten Masterdiagrams gesehen werden kann, wurde trotz ihrer ästhetischen Wirkung verworfen, da sie suggeriert, dass zwischen den diskreten Messpunkten (hier als Knoten in einem Graph von Prozessschritten) kontinuierliche Werteverläufe anzunehmen wären.

Muster erkennen und Parameter vergleichen

Die ColorPlane-Visualisierung von Prozessdaten, wie sie auf der linken Seite von Abbildung 11 zu sehen ist, ist vergleichbar mit anderen bekannten InformationVisualization Ansätzen, wie der Technik von Kincaid et al. (2006) oder sogenannten pixelbasierten Techniken von Ankerst et al. (1996). Die Idee besteht darin, den Wert v nicht auf die y-Achse, sondern nur auf eine Farbskala abzubilden. Auf diese Weise kann die y-Achse genutzt werden, um aufeinander folgende Sequenzen dieser farbigen Balken darzustellen. ColorPlanes stellen den Wert v eines Parameters in einem Zeitintervall j (z.B. vier Wochen), das in n gleich große Intervalle jk (z.B. Tage) mit k = 1...n, unterteilt ist, dar. Jedes der Intervalle jk ist durch einen einzigen farbkodierten horizontalen Balken in der Fläche repräsentiert. Die x-Achse ist eine Zeitachse vom Beginn zum Ende jedes Intervalls jk. Die y-Achse zeigt die Anordnung der jk-Intervalle im Intervall j. So können alle Balken an einer bestimmten Stelle der x-Achse (z.B. 8 - 9 Uhr) verglichen werden, um für diesen Zeitpunkt im Intervall jk ein für viele Intervalle jk typisches Verhalten zu erkennen. Im Vergleich zu herkömmlichen Verfahren, bei denen Werte auf der y-Achse abgebildet werden, visualisiert diese Technik raumfüllender und erlaubt es den Benutzenden, wiederkehrende Muster oder Ausreißer beim Vergleichen der Intervalle jk zu entdecken.

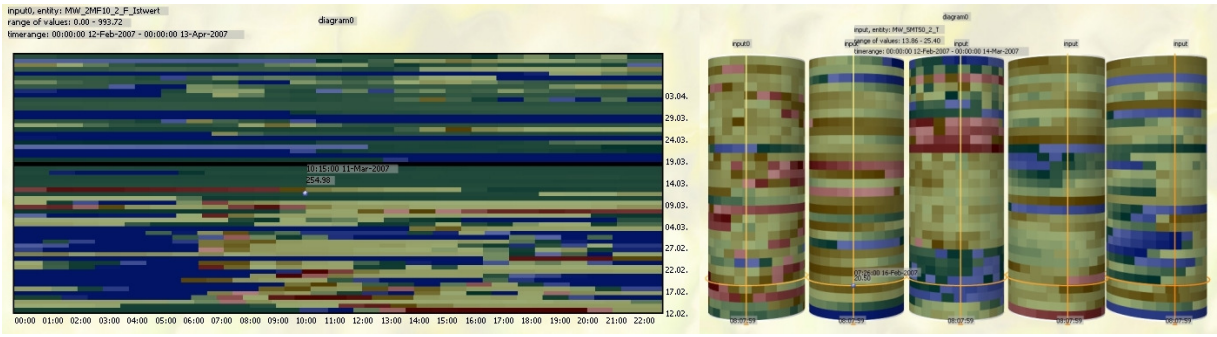


Abbildung 11: Links: ColorPlane; rechts: ColorRolls

Die dritte Dimension und Animation nutzend wurde diese Technik erweitert, um mehrere Parameter miteinander vergleichen zu können: Abbildung 11 (rechts) zeigt die ColorRolls. Jeder Zylinder repräsentiert einen Parameter, wobei die ColorPlane des Parameters um den Zylinder gewickelt ist. Die Zylinder können alle gleichzeitig rotiert werden, sodass ein bestimmter Zeitabschnitt der Intervalle jk (z.B. die Abende aller Tage jk) nach vorne gelangen. Wegen der 3D Form der Zylinder entsteht durch perspektivische Verzerrung ein natürlicher Fokus & Kontext Effekt. Feedback von den Benutzern hat dazu angeregt, vertikale Linien und horizontale Ringe, die sich mit dem Mauszeiger über die Zylinder bewegen, zu ergänzen, um die Analyse von Wechselwirkungen zwischen unterschiedlichen Parametern weiter zu erleichtern.

Wenn der Mauszeiger über die ColorPlane oder die Zylinder bewegt wird, wird der exakte Wert unter dem Mauszeiger in einem Label angezeigt. Außerdem besteht die Möglichkeit, eine Zeile in der ColorPlane oder in den ColorRolls auszuwählen und von diesem Zeitausschnitt (z.B. ein Tag) eine detaillierte Darstellung anzeigen zu lassen (zoom). Zur Darstellung eines solchen Zeitausschnitts wird ein einfaches Diagramm mit Darstellung der Werte auf der y-Achse (plus zusätzlicher Farbcodierung) angezeigt. Mit diesen beiden Techniken muss auch bei den farbcodierten Anzeigen in ColorPlane und ColorRolls, aus denen über die Farbe nur grob der Wart abgeschätzt werden kann, nicht auf die exakte Anzeige von Werten verzichtet werden.

Der von Weber et al. (2001) vorgeschlagene Ansatz der „time-series on spirals“ ist dem der „ColorRolls“ ähnlich. Während bei den Spiralen der Verlauf eines Wertes über ein langes Zeitintervall als kontinuierlich um den Zylinder gewickeltes Band dargestellt wird, wird bei den ColorRolls dieses Intervall in gleich lange Teilintervalle unterteilt. Die Farbbänder dieser Teilintervalle sind dann horizontal übereinander um den Zylinder angeordnet. Vorteil des Spiralansatzes ist, dass der kontinuierliche Verlauf gut durch das ununterbrochene Farbband repräsentiert wird. Dies hat jedoch den Nachteil, dass bei nebeneinander angeordneten Zylindern wegen des schrägen Verlaufs der Farbbänder optische Täuschungen auftreten und so ein Vergleichen der Werte auf den unterschiedlichen Zylindern schwer möglich ist. Zudem ermöglicht der für KOMPLETT in HANNAH gewählte Ansatz der horizontalen Anordnung, den exakten Zeitstempel und Wert der unter dem Mauszeiger sich befindlichen Daten zu bestimmen und als ergänzende Information auszugeben.

Vergleich aufeinander folgender Intervall und Mittelwerte

Abbildung 12 zeigt zwei von Objekten des täglichen Lebens abgeleitete Metaphern: das RotaryDiagram (links) und das ConveyorBelt (rechts). Das benutzen einfacher Metaphern, die klare Interaktionsmöglichkeiten bieten, sind für intuitive Benutzung sehr wichtig. Beide Metaphern zeigen den Wert eines Parameters unterteilt in n Intervalle jk. Im Gegensatz zu den ColorPlanes bleibt die traditionelle y-Achsen Darstellung der Werte hier erhalten. So können auch Benutzer, die diese Art der Wertepräsentation bevorzugen, ein passendes Diagramm in der Toolbox finden.

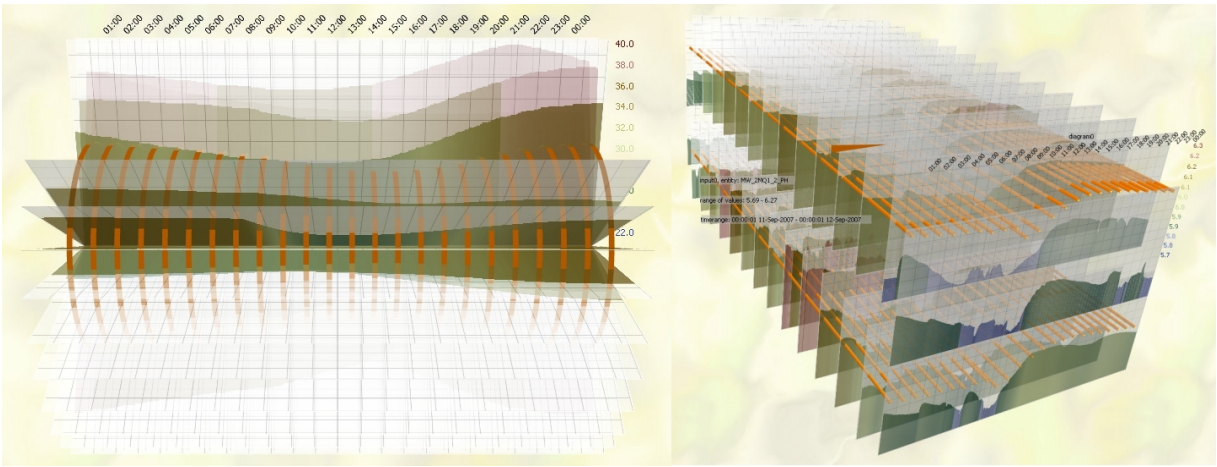


Abbildung 12: Links: RotaryDiagram; rechts: ConveyorBelt

Das time- vs. space-multiplexing-Dilemma wird hier erneut durch 3D und Animation gelöst: der halbtransparente Stil der einzelnen Diagramme erlaubt es dem Benutzer, aufeinanderfolgende Diagramme (z.B. aufeinanderfolgende Tage) direkt zu vergleichen. Die orangenen Ringe im RotaryDiagram und die Balken im ConveyorBelt, die den Durchschnittswert der Werte aller Intervalle jk mit k=1..n in einem speziellen Zeitsegment i (z.B. zwischen 8 und 9 Uhr morgens) repräsentieren, verbessern die Vergleichbarkeit der einzelnen Diagramme und die Möglichkeit, Ausreißer zu entdecken.

Bei allen Metaphern zur Prozessdatenvisualisierung besteht die Möglichkeit, über das Kontextmenü mit dem Diagramm zu interagieren. So können das Darstellungsintervall verändert und die Minimal- und Maximal-Werte, die die farbliche Darstellung beeinflussen, gesetzt werden.

Die Nützlichkeit von Animationen in Visualisierungen mit großen Datenmengen wurde bereits von Brown et al. (2000), die animierte 3D Metaphern zur Visualisierung von Netzwerkperformanz nutzten, untersucht: *„If a picture is worth a thousand words, then an animated visualization is worth a thousand static graphs".*

8.3.2.3 Visualisierung von Semantik – Generierung von Wissen

Nicht nur Prozessdaten müssen vom Laien, der tägliche Wartungsarbeiten übernimmt, verstanden werden. Er oder sie braucht ein grundlegendes Verständnis für die Anlage. Welches Bauteil ist wofür zuständig? Wo finde ich es in der Anlage? Wo ist die Dokumentation dazu? Was kann bei Problemen unternommen werden? Bei konventionellen Verfahren der Anlagendokumentation liegen die dazu nötigen Informationen wenn überhaupt

in unterschiedlichen Formaten wie Ausdrucken in Ordnern, Tabellen, handschriftlichen Notizen, digitalen Dokumenten oder mündlich weitergegebenem Erfahrungswissen vor. Die einzelnen Informationen sind dabei von unterschiedlicher Qualität, teilweise für Laien unverständlich und nicht untereinander verknüpft, sodass es für Fachfremde schwer ist, Zusammenhänge zu erkennen.

Um diesen Schwierigkeiten zu begegnen, wurde eine Reihe von Visualisierungstechniken entwickelt, die Informationen in für Laien geeigneter Form darstellen, sodass die Bedeutung (Semantik) der Information und deren Kontext auch für Fachfremde klar wird und diese damit beim Verständnis der komplexen Anlage und der Aneignung von Wissen über die ablaufenden Prozesse unterstützt werden.

8.3.2.4 Graphbasierte Daten

Daten, die in einer graphbasierten Form strukturiert werden können, also in Knoten und Kanten, sind in unserer Anwendung häufig: Anleitungen, die Flussrichtung des Wassers durch die Anlage, die hierarchische Ordnung der Anlagenteile und technischen Geräte oder die Reihenfolge der Prozessschritte. Da das Expertenwissen in Form einer Ontologie verwaltet wird, gibt es unzählige Möglichkeiten, je nach Kontext, daraus Graph-Strukturen wie Klassenhierarchien, Relationen zwischen Instanzen einer Klasse oder Relationen zwischen Instanzen unterschiedlicher Klassen zu extrahieren.

Im Rahmen des Projekts wurden daher zahlreiche Visualisierungsmethoden für graphbasierte Daten entwickelt und untersucht. Abhängig von ihrem Zweck variieren sie in Detailgrad bzw. Übersicht, dynamischen oder festen Knoten-Positionen, Abstraktheit oder virtueller Realität und Dreidimensionalität. Das HANNAH-Framework erlaubt es, einige Elemente, wie Kanten mit animierten Pfeilen oder animierte Übergänge (mit slow-in/slow-out Bewegung), in unterschiedlichen Graph-Typen wiederzuverwenden (siehe Abbildung 13).

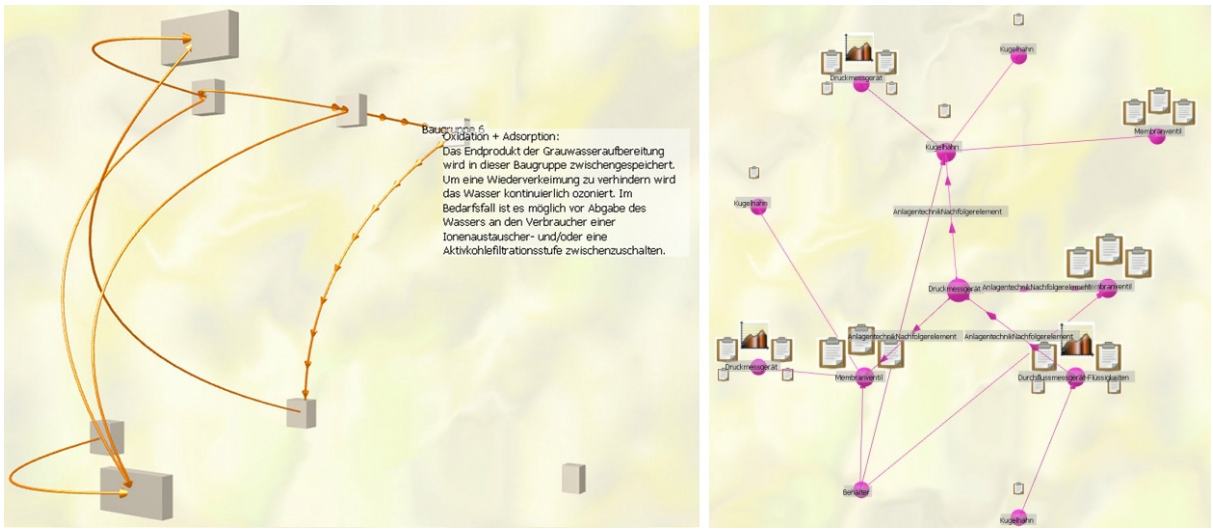

Oxidation + Adsorption:
Das Endprodukt der Grauwasseraufbereitung wird in dieser Baugruppe zwischengespeichert. Um eine Wiederverkeimung zu verhindern wird das Wasser kontinuierlich ozoniert. Im Bedarfsfall ist es möglich vor Abgabe des Wassers an den Verbraucher einer Ionenaustauscher- und/oder eine Aktivkohlefiltrationsstufe zwischenzuschalten.

Abbildung 13: Visualisierung graphbasierter Daten

Abbildung 13 (links) zeigt eine mit Hilfe der Open Source-Bibliothek Graphviz (2009) erzeugte 2D Übersichtsvisualisierung aller Prozessschritte in der Reihenfolge, in der sie vom Wasser durchflossen werden. Auf der rechten Seite dieser Visualisierung ist eine Detail- oder Fokusansicht des Prozesses zu sehen. Der Fokusknoten ist vorne und in der Mitte

positioniert und die verbundenen Knoten sind in zwei Kreisen auf einer Kegelform um die Mitte angeordnet. Um den aktuellen Fokus zu wechseln, klickt der Benutzer auf einen der Knoten in den zwei Kreisen, der dann in animierter Weise in die Fokus-Position bewegt wird, während sich die mit ihm verbundenen Knoten um die Mitte anordnen. Diese Ansicht erlaubt eine konzentrierte Sicht auf den Fokusknoten und seinen direkten Kontext. Zwischen Fokusansicht und Überblicksansicht kann hin- und hergeschaltet werden, was jeweils animierte Übergänge auslöst. Sowohl in der Fokus- als auch in der Überblicksansicht wird die Position der Knoten abhängig von der Graphstruktur dynamisch berechnet.

Die linke Seite von Abbildung 13 zeigt die Visualisierung des Wasserflusses (Kanten) durch die Baugruppen (Knoten). In diesem Fall sind die Positionen der Knoten fest, da sie der physikalischen Position der Baugruppen in der Anlage entsprechen sollen. Nach ersten Versuchen mit Boxen in der realen Größe der Baugruppen wurde entschieden, diese in reduzierter Größe darzustellen, da sonst die Kanten von den großen Boxen verdeckt worden wären. Es wurden abstrakte Boxen statt Details gewählt, um auf dieser Abstraktionsebene die Konzentration auf die Anordnung und die in Labels beschriebene Funktionalität der Baugruppen zu lenken.

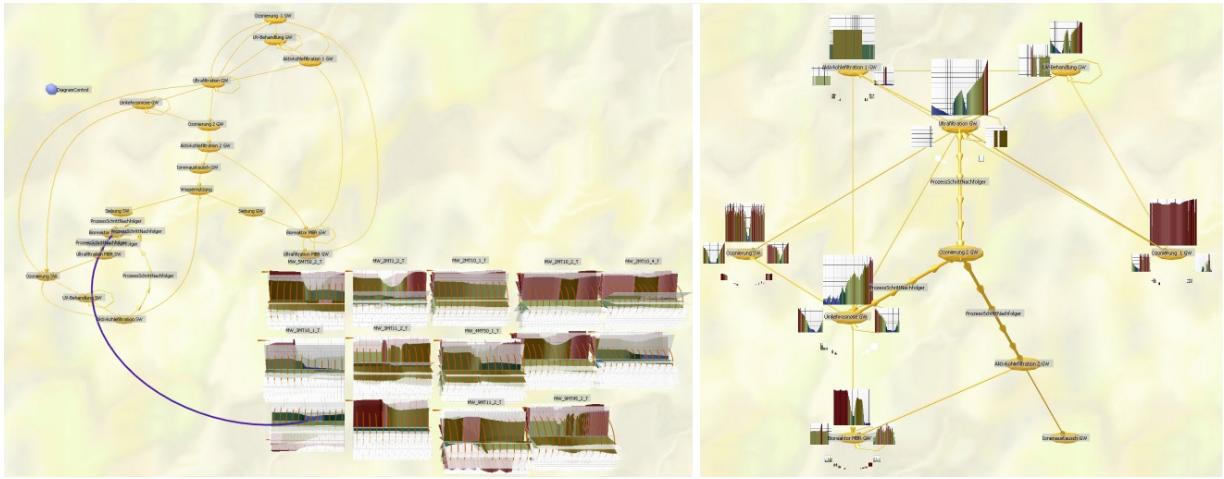


Abbildung 14: Nebeneinander Visualisierung (links) und integrierte Visualisierung mit FocusCircles(rechts)

Die VirtualReality-Ansicht einer Baugruppe aus Abbildung 20 kann auch als eine Art Graph-Visualisierung angesehen werden, da sie die Komponenten (Geräte) der Anlage und deren Verbindung durch Rohrleitungen visualisiert. Der Zweck dieser 3D Visualisierung mit festen Knotenpositionen und einem hohen Grad an Realismus ist jedoch das Wiedererkennen der physikalischen Anlage und die Interaktion mit dieser. Im Gegensatz dazu sind dynamische und abstrakte Graph-Visualisierungen nützlicher, wenn das Ziel darin besteht, komplexe Graph-Strukturen (z.B. Prozesse) zu verstehen oder zu durchsuchen.

Abbildung 15: 3D-Visualisierung im Manhattan-Stil

Als Vorstufe zur realistischen 3D Darstellung wurde mit einer weiteren halbabstrakten Visualisierung experimentiert. Abbildung 15 zeigt die Visualisierung der Baugruppe 2 im Manhattan-Stil (Namensgebung analog zur Manhattan-Metrik). Dazu wurden die 3D Koordinaten der einzelnen Anlagentechnikelemente im Container ausgemessen, die Werte in der Ontologie als Attribute der jeweiligen Elemente hinterlegt und diese dann für die Visualisierung ausgelesen. Zusätzlich wurden Fotos einiger Anlagentechnikelemente angefertigt, mit Dateiname in der Ontologie abgelegt und als Informationsinstanz mit den jeweiligen Bauteilen verknüpft. Die Visualisierung stellt alle Anlagentechnikelemente der Baugruppe 2 als Knoten an ihren 3D Positionen dar. Wenn ein Bild vorhanden ist, wird dieses anstatt eines Knotens dargestellt. Als Verbindungen wurden in diesem Fall keine Kurven, sondern Geraden entlang der x-, y- und z-Achse gewählt, um den Stil des tatsächlichen Leitungsverlaufs nachzuempfinden. Wie bei bisherigen Graph-Visualisierungen wurden die bereits entwickelten Funktionalitäten des Wechselns in die Fokusansicht, der animierten Übergänge und der Rotation genutzt, wobei immer sichergestellt ist, dass Bilder dem/der BenutzerIn zugewandt bleiben.

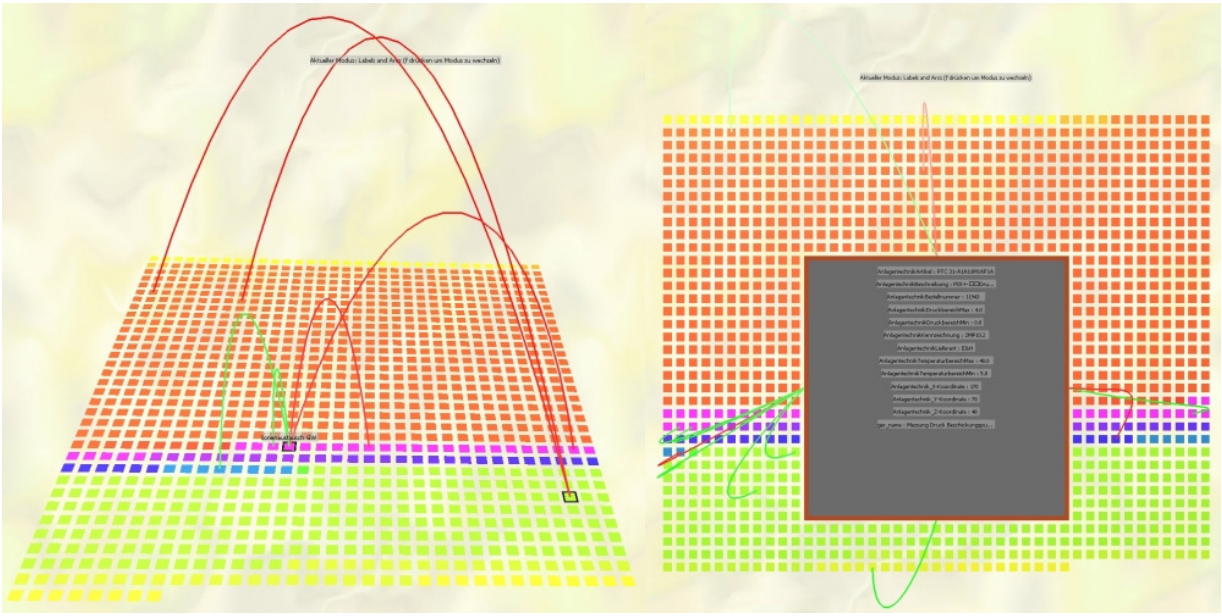


Abbildung 16: Abstrakte Ontologie-Übersichtsvisualisierung

Zusätzlich zur bisherigen Ontologie-Visualisierung, die die Knoten und deren Verknüpfungen in Form eines Graphs dargestellt, wurde eine neue Ontologie-Sicht, wie sie Abbildung 16 zeigt, entwickelt. Dabei werden die Instanzen der gewählten Klassen als kleine Quadrate in der Farbe der jeweiligen Klasse visualisiert. Relationen zwischen Instanzen werden je nach Richtung durch rote bzw. grüne Bögen dargestellt, wobei diese nur dann sichtbar sind, wenn ein Knoten ausgewählt wurde oder der Mauszeiger sich über einen Knoten bewegt. Das rechte Bild in Abbildung 16 zeigt, dass einzelne Quadrate auch vergrößert werden können, um die für die Instanz in der Ontologie vorhandenen Attribute und deren Werte anzuzeigen. Im Vergleich zu der bisherigen Ontologie-Visualisierung, deren Schwerpunkt auf der Darstellung der Relationen lag, bei zu vielen Instanzen und Relationen aber leicht unübersichtlich werden konnte, wird in dieser Visualisierung die Verknüpfungsstruktur erst nach und nach beim Bewegen des Mauszeigers über die Quadrate klar. Der Vorteil ist jedoch, dass eine Übersicht über alle Instanzen möglich ist.

8.3.2.5 Integration von Diagrammen in Graphbasierte Kontexte

In Anwendungen mit komplexen semantischen Kontexten ist es sinnvoll, Diagramme in ihrem semantischen Kontext zu visualisieren. Dieser Kontext kann beispielsweise als eine abstrakte Graphstruktur oder als 3D Visualisierung der realen Geometrie der Anlage repräsentiert werden. Abbildung 14 zeigt zwei Beispiele der Integration von Diagrammen in Graphstrukturen. Auf der linken Seite ist eine Überblicksvisualisierung der Prozessschritte zu sehen, wie sie mit Hilfe von Graphviz (2009) aus den Informationen der Ontologie erzeugt wurde. Alle Temperatur-Messwerte des Prozesses sind als kleine RotaryDiagrams in einem getrennten Bereich dargestellt. Dabei werden die Diagramme, abhängig von der Abweichung zwischen ihrem aktuellen und ihrem Durchschnittswert der letzten Tage weiter nach vorne angeordnet, um es der Benutzerin zu ermöglichen, schnell ungewöhnliches Verhalten zu identifizieren.

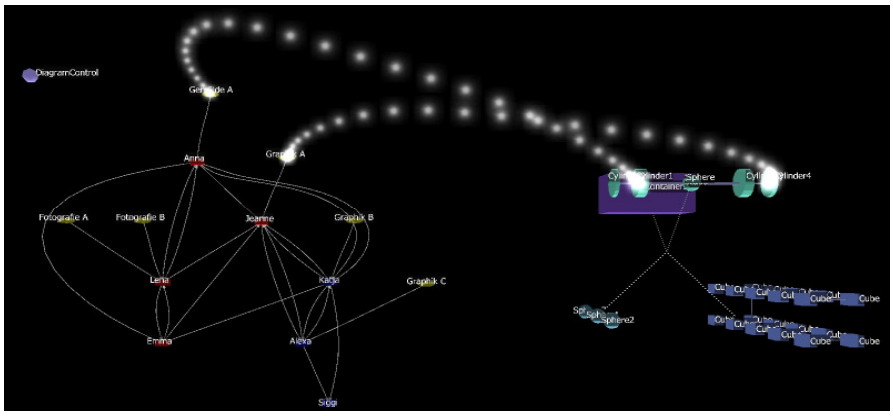


Abbildung 17: Semantische Zusammenhänge dargestellt durch ThoughtFlashes zwischen verschiedenen Perspektiven

Die semantische Verbindung zwischen den Diagrammen und ihrem Kontext im Graph ist visuell durch verbindende Kurven dargestellt, die erscheinen, wenn entweder ein Diagramm oder ein Knoten markiert wurde. Zu Beginn des Projekts wurden zur Visualisierung von semantischen zusammenhängenden Objekten in unterschiedlichen Visualisierungstypen ThoughtFlashes (Abbildung 17) benutzt – vom markierten Objekt ausströmende, leuchtende Partikel, die sich auf das semantisch verknüpfte Objekt zubewegen. Die Kurven aus Abbildung 14 können durch veränderte Konfiguration durch ThoughtFlashes ersetzt werden, jedoch scheinen die sofort als Ganzes sichtbaren Kurven im Vergleich zu den ThoughtFlashes schnellere und daher reibungslosere Analysen zu ermöglichen.

Der rechte Teil von Abbildung 14 zeigt eine Fokussicht auf den Prozess. Alle in einem bestimmten Prozessschritt gemessenen Parameter sind als FocusCircles um den jeweiligen Knoten herum dargestellt. Die im Rahmen des Projekts entwickelten FocusCirles sind in der HANNAH-Klassenhierarchie CompoundVisObjects, also Objekte, die wiederum aus Objekten bestehen. FocusCircles, die in anderer Anwendung als Menü mit Icons auch in Abbildung 18 zu sehen sind, bewegen das markierte Element animiert um den Kreis zur oberen Position, wo es gleichzeitig die große Vergrößerung erfährt. So kann der Benutzer leicht durch alle Diagramme eines Prozessschritts scrollen und nach Unregelmäßigkeiten suchen. Ein Problem dieser Darstellung ist, dass durch die stark verkleinerte Darstellung der Diagramme wichtige Details verloren gehen können. Vorteile der Anordnung von Elementen in FocusCircles sind, dass die semantische Zuordnung zu einem Objekt klar wird, das Objekt selbst nicht verdeckt wird, das Fokuselement gut sichtbar ist, erkennbar ist, wie viele Elemente angeordnet sind, und diese durchgeblättert werden können.

Es konnte keine eindeutige Präferenz von getrennter Darstellung der Diagramme vom graphbasierten Kontext gegenüber dem integrierten Ansatz erkannt werden. Es war aber eine deutlich höhere Bereitschaft zu erkennen, sich mit weniger abstrakten Darstellungen als den beiden in diesem Abschnitt vorgeschlagenen zu beschäftigen. Neben diesem Feedback von den Benutzenden haben wir auch Experten für semantische Daten und Ontologien nach Visualisierungspräferenzen befragt. Diese bestätigten uns, dass es bereits zahlreiche Arbeiten über abstrakte Ontologievisualisierungen (z.B. Fluit, 2003; Bosca, 2005; Kleiberg, 2001) gibt und der eigentliche Mehrwert einer Ontologievisualisierung von Benutzenden im nicht nur abstrakten Bezug zur Anwendung liegt. Aus diesen Gründen und den im Laufe des Projekts nach und nach verfügbaren Daten zur Anwendung, wurden die zu Beginn des

Projekts überwiegenden abstrakten Visualisierungen semantischer Daten zunehmend durch Visualisierungen mit konkretem Anwendungsbezug ergänzt.

8.3.2.6 Semantische Daten

Semantische Daten sind Daten, die die Kategorie, den Kontext oder die Bedeutung von anderen Daten erklären. Semantische Daten können beispielsweise von Form eines strukturierten Datensatzes, der ein Datum als Metadaten beschreibt, oder in Form von zahllosen unterschiedlichen Tripeln im Resource Description Framework (RDF)-Modell auftreten. (Die Daten aus der KOMPLETT-Ontologie werden im RDF-Format exportiert, um sie so in die Datenbank importieren zu können.)

Wie bereits beschrieben, wurden im KOMPLETT-Projekt die großen Mengen heterogener, aber semantisch strukturierter Daten von Anwendungsexperten mit Unterstützung der Informatik in einer Ontologie gesammelt, um die einzelnen Informationsbausteine zu kategorisieren, zu beschreiben und miteinander in Verbindung zu bringen. Semantische Informationen zu einem Gerät bestehen dabei beispielsweise aus Herstellerdokumentation, am Gerät gemessenen Prozessdaten, Steuerungsmöglichkeiten, Fotos, Videos, Vorgänger- und Nachfolgerbauteilen, zugelassenem Temperaturbereich, Herstellerkontakt und vielem mehr.

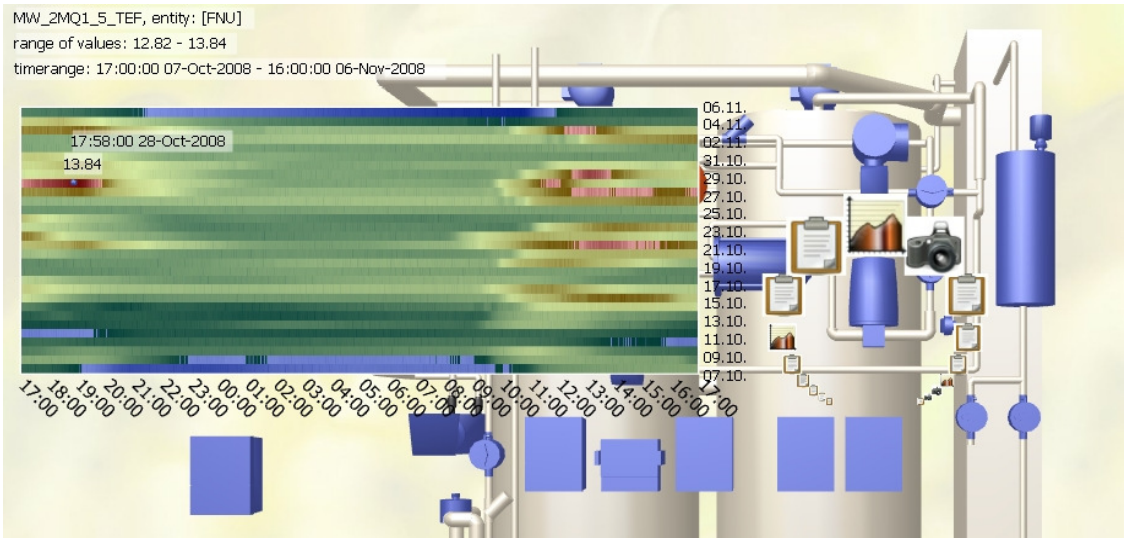


Abbildung 18: Über Darstellungen in Virtueller Realität auf abstrakte Daten zugreifen

Abbildung 18 zeigt ein Beispiel der Visualisierung semantischer Daten. Die verfügbaren Metadaten (semantischen Daten) zu einer technischen Komponente sind als Icons in einem FocusCircle dargestellt, das heißt, um die Komponente, die mit der Maus markiert wurde, herum angeordnet. Wenn das oberste Icon im FocusCircle markiert wird, werden die jeweiligen Metadaten geöffnet. Ein PDF-Dokument, Bild oder Video wird geöffnet oder die Messwerte werden wie in der Abbildung als ColorPlane dargestellt. Über dieses Interface ist auch die Steuerung und Regelung der Anlage möglich. Möglichkeiten dazu werden, wie in Abbildung 19 gezeigt, durch ein Werkzeug-Icon angedeutet. Diskrete Auswahlmöglichkeiten wie in der Abbildung (Aus, Auto und Hand) werden über selektierbare Flächen, kontinuierliche Werte über Eingabefelder gesetzt.

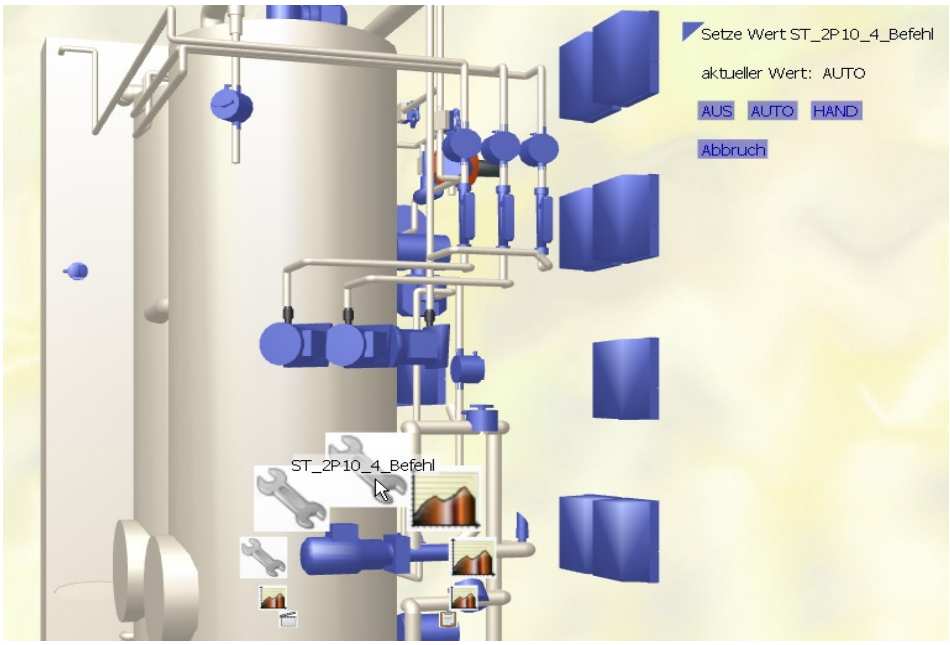


Abbildung 19: Steuerung der KOMPLETT-Anlage über die 3D-Ansicht

Textuelle Metadaten können wie in Abbildung 13 links in Form von (mehrzeiligen) transparenten oder semitransparenten Labels dargestellt werden. Abbildung 14 zeigt zwei weitere Möglichkeiten, wie semantische Relationen zwischen unterschiedlichen Informationstypen visualisiert werden können: Durch verbindende Kurven über getrennte Bereiche hinweg oder durch Integration in den Kontext, beispielsweise durch FocusCircles. Noch eine weitere Möglichkeit, semantische Daten in intuitiver Weise zu visualisieren ist das im Rahmen des Projekts entwickelte Konzept der Modifizierten Virtuellen Realität, welches im folgenden Kapitel beschrieben wird..

8.3.2.7 Modified Virtual Reality

Modifizierte Virtuelle Realität ist eine Technik, die dazu dient, Informationen in eine VR (Virtual Reality)-Visualisierung einer physikalischen Anwendungsdomäne (hier die KOMPLETT-Anlage) zu integrieren und darüber zugreifbar zu machen. Das Ergebnis dieser Technik ist von hoher Intuitivität, da sie die Lücke zwischen der physikalischen Anlage und den zur Verfügung stehenden abstrakten Informationen, mit denen auch Nicht-Experten umgehen müssen, überbrücken kann. Die Benutzerin sieht die Informationen direkt bei der Komponente integriert, zu der sie gehört. Dadurch findet sich die Information da, wo sie erwartet und benötigt wird und zusätzlich wird die Semantik der Information (ihr Kontext) anschaulich klar.

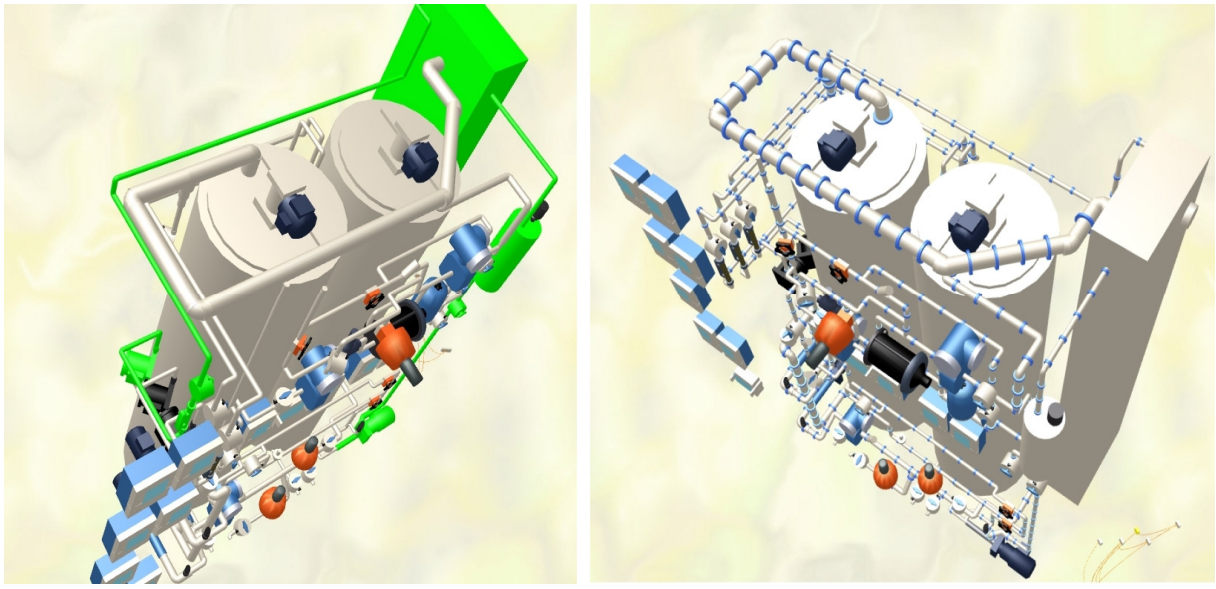


Abbildung 20: Modifizierte Virtuelle Realität

Abbildung 20 zeigt zwei Beispiele der direkten Informationsintegration. Auf der linken Seite wurden einige Komponenten und Rohrleitungen mit einer Signalfarbe hervorgehoben, um die Verbindung zwischen zwei Komponenten zu zeigen. Dies kann hilfreich beim Verstehen der Anlage oder zur Fehlererkennung sein, wenn nur bekannt ist, dass das Problem zwischen zwei Bauteilen liegen muss. Markierung durch Signalfarben wird auch bei der Suche nach Einzelkomponenten genutzt. Die Benutzenden können beispielsweise nach Expertenbezeichnungen oder nach Bezeichnungen, die „Pumpe“ im Namen enthalten, suchen und das System markiert die resultierenden 3D Objekte. Um die visuelle Suche nach markierten Objekten, die in Problemsituationen zeitkritisch sein kann, zu erleichtern, wurde grün als Signalfarbe gewählt. Nach Bauer et al. (1999) ist dies eine gute Wahl, da in unserem Fall grün nicht in der konvexen Hülle der anderen Farben der Anlagenvisualisierung liegt (im CIE Farbraum).

Auf der rechten Seite von Abbildung 20 ist zu sehen, wie die Geometrie der Rohrleitungen mit blauen animierten Ringen, die sich entlang der Flussrichtung von Wasser oder Luft um die Rohre bewegen, modifiziert wurde. Andere Möglichkeiten der Modifizierten Virtuellen Realität sind hierarchische Ausschnitte, Animationen (z.B. pulsendes Verhalten von Bauteilen zur Signalisierung von Problemen) oder angeheftete Icons (Abbildung 18).

Im Vergleich zu Augmented Reality (AR) ist das Konzept der Modified Virtual Reality in HANNAH immersiver, da heterogene Daten aus unterschiedlichen Quellen in einem homogenen Interface zusammen gebracht werden. In Augmented Reality Systemen dagegen werden Informationselemente wie Text einfach über die Sicht der realen Welt kopiert. So bleiben die zwei Medien getrennt, da sie von unterschiedlicher Qualität sind und die Benutzenden sie in unterschiedlicher Weise verarbeiten. HANNAH dagegen integriert die zusätzlichen Informationen in die modifizierte VR-Ansicht und ist zusätzlich flexibler als AR-Systeme, da sie weder von den Bewegungen der Benutzenden noch von Techniken wie Head-Mounted-Displays oder Motion Tracking abhängig ist. Das Ziel besteht darin, die Aufmerksamkeit auf die Informationen zu lenken und nicht Benutzer-Bewegungen zu verlangen.

Das HANNAH-Konzept unterscheidet sich auch von Augmented Virtuality (AV), da die virtuelle Repräsentation der Realität nicht einfach mit zusätzlichen Informationen bestückt wird, sondern diese integriert werden. Durch die Modifikation der virtuellen Repräsentation wird zudem die Semantik des Wahrgenommen direkt klar, was es den Benutzenden ermöglicht, Wissen über die zugrundeliegenden Konzepte und Prozesse zu erlangen. (Eine Taxonomie von Mixed Reality Ansätzen wurde von Milgram et al. (1994) aufgestellt.)

M. Klima et al. (2004) haben ein Werkzeug für die Visualisierung und Manipulation von semantischen Daten implementiert. Die Visualisierung der Ontologie ist recht abstrakt und nur semiautomatisch. Die physikalische Ansicht der Daten (3D Gebäude) ist nicht direkt mit der ersten Perspektive verbunden: Änderungen in einer Ansicht werden zwar in die andere Ansicht übernommen, aber es wird nicht intuitiv dargestellt, welcher Teil der ersten Ansicht mit welchem Teil der zweiten Ansicht in Relation steht. Dies wird in der HANNAH durch die unterschiedlichen hier beschriebenen Techniken wie das direkte Verbinden von Diagrammen mit Prozessschritt-Knoten, Thought-Flashes oder Modified Virtual Reality erreicht.

8.3.2.8 Verbindungen zwischen unterschiedlichen Datentypen

Es gibt mehrere Gründe warum visuelle Repräsentationen von semantischen Verbindungen zwischen verschiedenen Datentypen und Ansichten zu intuitiveren Visualisierungen führen als isolierte Visualisierungen von einzelnen Datentypen. Unsere Evaluation hat ergeben, dass Benutzer ungern zwischen verschiedenen Ansichten wechseln wollen. Sie sträuben sich dagegen, sich zu merken wie sie einzelne Visualisierungen aufrufen können und wann sie diese nutzen sollten. Stattdessen wird es als einfacher empfunden, wenn zusätzliche visuelle Repräsentationen von Daten, die im aktuellen Kontext benötigt werden, in bestehende Visualisierungen integriert werden.

Außerdem hat sich herausgestellt, dass einzelne Datentypen in getrennten Ansichten den Benutzenden nicht helfen, die semantischen Verbindungen zwischen den Ansichten ausreichend zu verstehen. Ohne visuelle Verbindungen verstehen die Benutzenden beispielsweise nicht die Zusammenhänge zwischen dem physikalischen Aufbau der Anlage, den Prozessdaten und der Visualisierung der logischen Prozessschritte. Ein weiteres Argument für die visuelle Repräsentation von semantischen Zusammenhängen ist, dass sie den Prozess des menschlichen Erkenntnisgewinns unterstützen. Um neue und komplexe Situationen zu verstehen, werden im Gehirn durch das Verbinden und zueinander Beziehen von bekannten und neuen Fakten gedankliche Karten gebildet (Cosgrove, 1999).

Die in den vorherigen Abschnitten beschriebenen Techniken der Integration in graphbasierte Kontexte oder der modifizierten Virtuellen Realität beschreiben Möglichkeiten der Umsetzung der visuellen Repräsentation von semantischen Verbindungen.

8.3.2.9 Web-Browser-ähnliche Visualisierungen

Ein weiterer Ansatz zur visuellen Repräsentation von Verbindungen zwischen unterschiedlichen Datentypen, der in der HANNAH-Visualisierung implementiert und getestet wurde, ist der Web-Browser ähnlicher Visualisierungen. Informationen aus der Ontologie werden in einem vom Kontext abhängigen, dynamisch erzeugten Layout dargestellt. Dabei werden semantisch verknüpfte Informationen in der gleichen Ansicht angezeigt, in

zusätzlichen Bereichen geöffnet, wenn dies vom Benutzer gefordert wird, oder als Hyperlink zu einer anderen Ansicht angeboten. Hyperlinks werden wie Labels dargestellt, wobei jedoch der halbtransparente Hintergrund in Affordanzfarbe (hier violett, siehe Abschnitt zu Metaphern) ist, um dem Benutzer die Interaktionsmöglichkeit anzudeuten. Dieser Ansatz ist besonders dann nützlich, wenn textuelle Informationen von zentraler Bedeutung und/oder hohem Anteil sind. Das Modul für Web-Browser-ähnliche Visualisierungen bietet unterschiedliche Text-Layout-Varianten wie mehrzeiligen Text, in Text integrierte Links, Inputelemente, scrollbaren Text und Text im Tabellen-Layout.

In der HANNAH-Visualisierung gibt es mindestens zwei Aufgabengebiete, in denen diese Art der Visualisierung angewandt werden kann: Das Diagnosesystem inklusive der Expertenwissensbasis und die Anleitung zum täglichen Rundgang. Im Diagnosesystem besteht die Möglichkeit, Informationen nach Kategorien (Dokumentationen, Prozessdaten, Bilder, ...) oder mit Hilfe von Suchanfragen (Wildcards/Platzhalter in der Anfrage sind möglich) zu durchsuchen. Zusätzlich gibt es eine Menge von Diagnosesituationen, die durchsucht werden können, um die Gründe von Problemen und Vorschläge für mögliche Lösungen zusammen mit zusätzlichen Informationen wie Herstellerinformationen oder Expertenkontakten zu erhalten. Wenn formale Beschreibungen der Diagnosesituation in der Ontologie zur Verfügung stehen, können diese von einem auf der Basis des boost::spirit frameworks (2009) implementierten Parser automatisch überprüft werden. Wie oben beschrieben, wird die textuelle Information automatisch dargestellt und zusätzliche Informationen entweder automatisch in die Ansicht integriert, auf Nachfrage angezeigt oder mittels Hyperlink zu einer anderen Ansicht verknüpft. Abbildung 21 zeigt eine textbasierte Ansicht auf einen Teil der Expertenwissensbasis: Prozessparameter werden als Hyperlinks in einer scrollbaren Liste (links) dargestellt und die Diagramme der Parameter erscheinen sobald die Benutzerin auf die Hyperlinks klickt.

Abbildung 31 zeigt zwei Screenshots aus der Anleitung für den täglichen Rundgang des Hausmeisters durch die Anlage. Der Benutzer kann durch alle Arbeitsschritte klicken, die in getrennten Ansichten durch dynamisch erzeugte Layouts dargestellt werden und untereinander verlinkt sind. Wenn zusätzliche Informationen zur Verfügung stehen, wie Diagnosesituationen, die der Hausmeister überprüfen muss, Prozessparameter, technische Komponenten der Anlage, Dokumentation, Bilder oder sonstige verknüpfte Informationselemente, werden diese wie oben beschrieben eingebunden. Im oberen Screenshot besteht die Aufgabe darin, ein Messgerät zu überprüfen. Das Gerät ist in einem automatisch integrierten Bild zu sehen. Das Diagramm mit den zurückliegenden Werten des Geräts erscheint, wenn die Benutzerin auf den Link klickt. Im unteren Screenshot besteht die Aufgabe darin, die Funktionalität einer Pumpe zu überprüfen. Auf Klick des Benutzers wird eine Animation ausgelöst, in der die 3D Visualisierung der Anlage erscheint, die sich ähnlich einer Explosionsdarstellung in die betroffene Baugruppe entfaltet und die Pumpe in Signalfarbe zeigt.

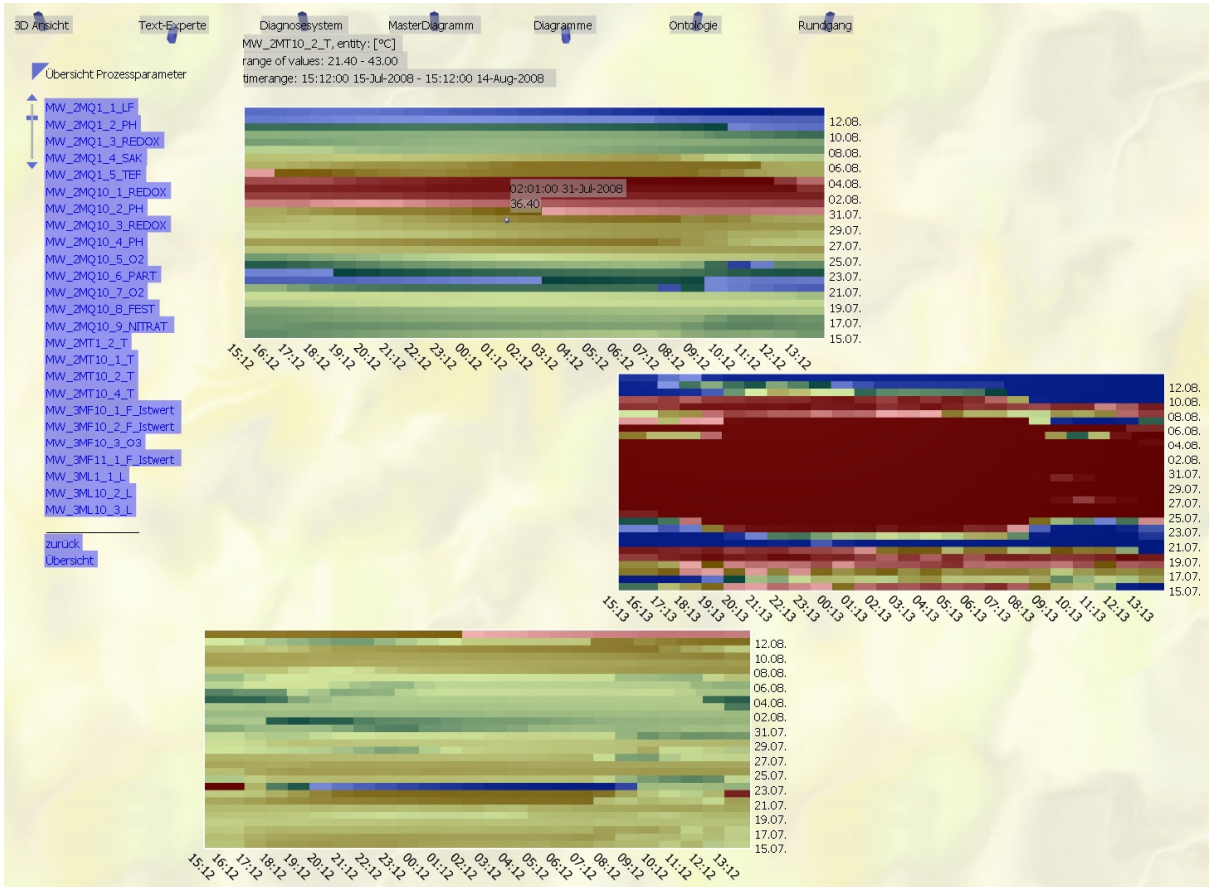


Abbildung 21: Web-Browser-ähnliche Struktur beim Durchsuchen der Wissensbasis

8.3.2.10 3D-Modellierung für Modified Virtual Reality

Die 3D Modellierung wurde mit dem Open Source 3D Modellierungswerkzeug Blender (2009) durchgeführt. Um die oben unter Modified Virtual Reality beschriebenen Möglichkeiten der Integration von semantischen Informationen in die 3D-Ansicht realisieren zu können, wurde ein komplexer Ansatz zur 3D-Modellierung als die Geometrie als Ganzes zu modellieren gewählt: Zunächst wurde jede einzelne Komponente mit Blender modelliert. Dann wurden die Informationen, die benötigt werden, um aus den einzelnen Komponenten die Anlage, wie sie in den obigen Bildern zu sehen ist, zu modellieren, in einer Datenbank gespeichert. Diese Daten werden schließlich mit Unterklassen im HANNAH-Visualisierungs-Framework importiert und visualisiert. Es wurde ein Tool zur Konvertierung von OBJ-Dateien (3D-Objekte) erstellt, das die von Blender exportierten 3D Objekte mit Normalen ausstattet, die zu glatten Flächeneindrücken führen.

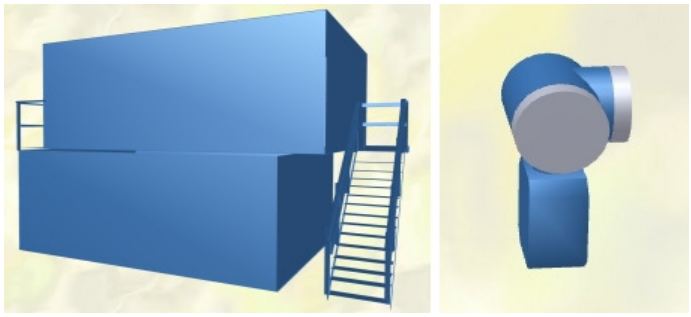


Abbildung 22: Links: hohe Hierarchieebene; rechts: niedrige Hierarchieebene

Die Datenstruktur, die benötigt wird, um die Geometrie in der Datenbank zu speichern, besteht aus vier Tabellen. Die erste Tabelle speichert für jedes physikalische Element abgesehen von den Rohrleitungen die Position, Orientierung, den Skalierungsfaktor relativ zum hierarchischen Mutterelement, die Material ID und den Dateinamen des 3D Objekts. Die IDs dieser Tabelle werden von der Ontologie aus referenziert, wodurch ermöglicht wird, zu den 3D-Objekten verknüpfte Informationen abzufragen. Die zweite Tabelle speichert die hierarchische Struktur der Objekte der ersten Tabelle, indem die ID eines 3D-Objekts zur den IDs von Mutter- und Tochter-Objekten in Relation gesetzt wird Abbildung 13, links, zeigt die Außenansicht der Anlage, die in dieser Tabelle einen Eintrag für jede ihrer Töchter, die Baugruppen, die in Abbildung 13, links, zu sehen sind, hat. Baugruppe 2 ist beispielhaft in 3D modelliert, während für die anderen Baugruppen der Aufbau durch abstrakte durch Graphviz generierte Graphen dargestellt wird. Für Baugruppe 2 sind daher viele technische Geräte als Töchter eingetragen, die teilweise nochmals in einzelne Komponenten unterteilt sind (z.B. zwei graue und eine blaue Komponente bei dem Gerät in Abbildung 22, rechts).

Die dritte Tabelle listet alle Rohrleitungen und deren Einzelkomponenten mit Position, Material-ID, Dateiname des 3D Objekts (nur wenn es sich nicht um eine aus Einzelkomponenten zusammengesetzte Rohrleitung handelt) und Verbindungsinformationsen zwischen Rohrleitungen, weiteren Rohrleitungen und technischen Komponenten auf. Diese Verbindungsinformationen bestehen aus fünf Spalten in der Tabelle, die den Standardwert oder die ID der verbundenen Objekte enthalten. Die ersten beiden Spalten enthalten IDs von verbundenen Anlagenkomponenten (die aus der ersten Tabelle). Die letzten drei Spalten enthalten IDs von anderen Rohrleitungen, mit denen die Rohrleitung, die durch die Relation beschrieben wird, verbunden ist. Die letzte Tabelle speichert Informationen über die hierarchische Zusammensetzung der Rohrleitungen aus Einzelkomponenten (gerades Leitungsstück, Eckstück, T-Stück, unterschiedliche Druchmesser, ...). Jeder Eintrag in der Tabelle enthält neben hierarchischen Informationen die Länge (für gerade Leitungsstücke), Position und Orientierung relativ zur hierarchischen Mutter. Dieses Informationsarchitektur erlaubt es, jede einzelne 3D Komponente in der Hierarchie beliebig oft wieder zu verwenden, was zu Zeit- und Speicherplatz-effizienten Visualisierungen führt und mehrere Abstraktionsebenen ermöglicht. So muss beispielsweise die semantische Verbindungsinformation nur für logische Rohrleitungen und nicht für jedes gerade Leitungsstück oder Eckstück, aus dem es besteht, gespeichert werden.

Die in den Tabellen notwendigen Daten wurden per Hand eingefügt. Sollten weitere Projekte in dieser Art durchgeführt werden, würde es sich lohnen, einen graphischen Editor zu implementieren, in dem die 3D Komponenten interaktiv positioniert werden können und diese Daten dann automatisch in den Tabellen gespeichert werden.

In der HANNAH-Visualisierung wird jedes 3D-Objekt, das geladen wird, in einer Look-up-Tabelle gespeichert, sodass andere Visualisierungsobjekte, ohne sie neu laden zu müssen, die gleiche Geometrie benutzen können, indem sie auf die Objekte in der Tabelle verweisen. Die Benutzenden können die 3D Geometrie durch Rotation, Translation, Skalierung (Maus-Interaktion) oder durch Wechsel der Hierarchieebene (+/- Tasten) erforschen. Die oben beschriebenen Möglichkeiten der Modifizierten Virtuellen Realität können über ein mit der Leertaste aufzurufendes Kontextmenü gesteuert werden.

Die in Abbildung 20 gezeigte Möglichkeit, der Ermittlung der kürzesten Verbindung zwischen zwei gegebenen Bauteilen, wurde mit Hilfe einer Variation von Dijkstra's path-finding Algorithmus implementiert. Dabei wurden Anlagenteile (erste Tabelle) und Rohrleitungen (dritte Tabelle) als Knoten betrachtet und die Verbindungsinformationen aus der dritten Tabelle dienten zur Bewegung von einem Knoten zum nächsten.

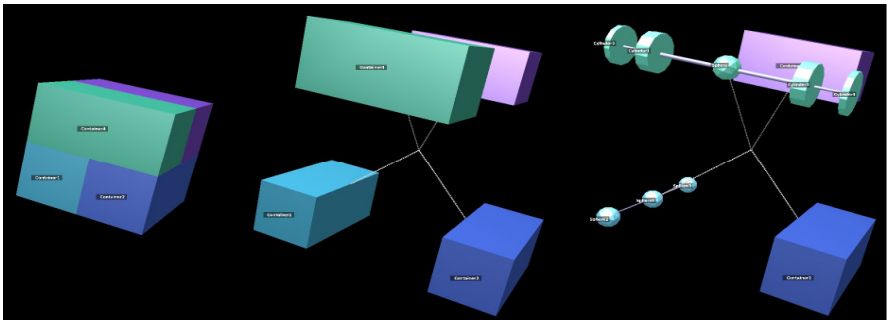


Abbildung 23: Ursprüngliche Konzeption der Explosionsdarstellung

Der zu Beginn des Projekts untersuchte Ansatz einer Explosionsdarstellung, in der die Hierarchieebnen und Komponenten nicht nur wie jetzt implementiert einzeln geöffnet und untersucht werden können, sondern in der die Komponenten wie bei Explosionszeichnungen auseinanderfliegen, um einen besseren Blick auf die Einzelkomponenten zu ermöglichen, wurde aus mehreren Gründen mit der realen Geometrie nicht mehr umgesetzt. Zum einen schien der Aufwand dem Mehrwert gegenüber der jetzigen Realisierung nicht zu entsprechen, zum anderen sind die Komponenten häufig größtenteils in einer Ebene angeordnet, sodass eine Explosion kaum weitere, ursprünglich verdeckte Elemente freilegen würde. Um in der Realität verdeckte Elemente sichtbar darzustellen, wurde dagegen in Baugruppe 2 die Wand, an der die Geräte befestigt sind und hinter der sich Rohrleitungen und weitere Geräte und Behälter verbergen, weggelassen.

8.3.2.11 3D Labeling-Techniken

Es gibt wenige Informationsvisualisierungsanwendungen, die völlig auf das Anzeigen von zusätzlichem Text oder Beschriftungen verzichten können. Die Möglichkeit von von der Visualisierung abgetrennten Textbereichen ist weniger ergonomisch als den Text in Form von Labels (Beschriftungen) direkt zu den Visualisierungsobjekten, zu denen sie gehören, zu platzieren, da so zum einen der Bezug klarer wird und zum anderen das Hin- und Herschweifen des Blicks entfällt. Es ist jedoch nicht einfach, eine angemessene Labeling-Strategie zu entwickeln, in der Textlesbarkeit, Vermeidung von Label- oder Objektverdeckungen, Eindeutigkeit der Zuordnung von Objekt und Label und unbeeinträchtigte Interaktionsmöglichkeiten gewährleistet sind. Dies trifft insbesondere dann zu, wenn das 2D Medium Text auf effiziente Weise in eine 3D Umgebung integriert werden

soll, in der beschriftete Objekte rotiert oder in entfernte Regionen verschoben werden können.

Zum Beschriften von Dokumenten im 3D Raum schlugen Robertson et al. (1998) vor, Labels mit gleicher Textgröße zu benutzen unabhängig davon, wie weit entfernt Dokumente vom Betrachter sind. Um zu verdeutlichen, welches Label zu welchem Dokument gehört, wurde Colorcoding benutzt. Irani et al. (2002) bevorzugen stattdessen, die Labels direkt vor die 3D Objekte zu setzen, zu denen sie gehören. Nach einer Benutzer-Evaluation entschieden sie sich dafür, dass die Lesbarkeit mit schwarzer Schrift auf zu 50% transparentem weißem Hintergrund bei gleichzeitiger Erkennbarkeit des beschrifteten Objekts am besten ist.

Labels in der HANNAH-Visualisierung sind nach Iranis Vorschlag schwarz mit halbtransparentem weißen Hintergrund und direkt vor das zu beschriftende Objekt platziert, nach Robertsons Ansatz immer gleich groß unabhängig von der Distanz zu den Betrachtenden (die Schriftgröße ist jedoch global über das Menü verstellbar) und unabhängig von der Rotation des Objekts immer horizontal angeordnet.

Um die Positionierung der Labels unabhängig von der Rotation vor Objekten zu erreichen, war folgender Ansatz nötig: Zunächst wird bestimmt, welcher Vektor X in der aktuellen Rotation vom Objekt zum Betrachter zeigt, indem X*M=F (in homogenen Koordinaten) nach X aufgelöst wird. (M ist die aktuelle Modelview-Matrix und F ist der Richtungsvektor, der im unrotierten Zustand auf den Benutzer zeigt, hier (0;0;1;0)T). Danach werden die Koordinaten des Labels, das vor das Objekt platziert werden soll, berechnet, indem (X.x*bx;X.y*by;X.z*bz)T*c zu Koordinaten des Objekts addiert wird. X.x, X.y, X.z sind die Komponenten des Vektors X und bx, by, bz sind die x-, y- und z-Dimensionen der Bounding-Box des Objekts. Die Konstante c (hier 1.5) verhindert Schnitte des Labels mit den Ecken der Bounding Box. Damit das Label horizontal angeordnet ist, werden die Koordinaten des Labels auf den Bildschirm projiziert und nach dem Laden der Identitätsmatrix als Modelview-Matrix „zurückprojiziert“ (Funktion gluUnproject), was bedeutet, dass die 3D Koordinaten von denen der projizierte 2D Punkt in einer unrotierten Szene stammen muss, bestimmt wird. An diesem Punkt wird das Label gerendert (die Orientierung ist horizontal, da die Identitätsmatrix noch geladen ist). Die Größe des Labels wird abhängig von der Distanz zum Benutzer skaliert, um den Effekt der perspektivischen Projektion auszugleichen und alle Labels unabhängig von der Distanz in gleicher Größe anzuzeigen.

Die Möglichkeiten von Beschriftungen wurden um mehrzeilige und schräge Labels erweitert. Letzteres ist z.B. bei der Beschriftung von x-Achsen in Diagrammen sehr nützlich.

8.3.2.12 Visuelle Metaphern

Metaphern werden genutzt, um ein Phänomen a eines Wissensgebietes wa (Ziel der Metapher) mit einem Phänomen b eines Wissensgebietes wb (Quelle der Metapher) zu vergleichen. Dies erleichtert es, eine lebendige, mentale Vorstellung von a zu bekommen – insbesondere dann, wenn Wissensgebiet wa abstrakter ist als wb oder die beteiligte Person vertrauter mit wb als mit wa ist. Metaphern helfen also, das Wissen über Dinge, die wir verstehen, auf neue Wissensgebiete zu erweitern.

Eine visuelle Metapher ist eine Metapher, bei der visuelle Attribute der Quelle genutzt werden, um das Verständnis von oder die Interaktion mit dem Ziel zu erleichtern. Das Ziel muss nicht notwendigerweise eine visuelle Repräsentation besitzen.

Der Gebrauch visueller Metaphern ist wichtig für intuitive Visualisierungen, da abstrakte Repräsentationen durch visuelle, die für Menschen anschaulicher sind, ersetzt werden. Dazu ist es notwendig, dass die Quelle der Metapher aus dem täglichen Leben bekannt ist. Noch nützlicher und intuitiver ist eine visuelle Metapher, wenn nicht nur die visuellen Attribute, sondern auch Interaktions-Attribute des Quell-Objekts dem Ziel-Objekt zugeschrieben werden können. Dies resultiert nicht nur in überzeugenderen und zusammenhängenderen, sondern auch in intuitiver benutzbaren Metaphern.

Nach Risch (2008) hängt die Intuitivität einer Visualisierung von dem Grad der strukturellen Ausrichtung auf ein oder mehrere kognitiv verwurzelte Muster physikalischer Erfahrung, die die Brücke zwischen Wahrnehmung und Erkenntnis bilden, ab.

In der HANNAH-Visualisierung werden zahlreiche visuelle Metaphern, die zu intuitivem Verständnis des dargestellten Zusammenhangs und der Interaktionsmöglichkeiten beitragen sollen, genutzt: Die Ringe im MasterDiagramm, ColorPlanes und ColorRolls, RotaryDiagram und ConveyorBelt, sowie ThoughtWizard- und Schüttel-Navigation (siehe Abschnitt über Interaktion). Die VirtualRealtity-Ansicht der Anlage ist eher eine Analogie als eine Metapher, da die tatsächliche Anlage durch eine sehr ähnliche Darstellung repräsentiert wird. Nach Risch ist die Analogie, zusammen mit der Metapher, eine der Schlüssel-Aspekte der menschlichen Kognition.

Gibson (1979) stellt heraus, dass **Affordanzen** (visuelle Elemente die als „ich kann etwas damit tun“ wahrgenommen werden) bei der Erstellung intuitiver Mensch-Maschine-Schnittstellen wichtig sind. Gewöhnlich sind die Affordanzen einer Metapher-Quelle dem Ziel zugeordnet, sodass der Benutzer intuitiv weiß, wie sie mit der Metapher interagieren kann. In Fällen, in denen dies nicht möglich ist, hat sich im Rahmen des Projekts das Benutzen einer Affordanz-Farbe als nützlich erwiesen: Eine Farbe die sowohl für alle Kontrollelemente als auch für andere Elemente, mit denen die Benutzerin interagieren kann, die aber ohne die Farbe nicht intuitiv als Affordanz wahrgenommen werden würden, genutzt wird. In der Komplett-Visualisierung ist dies die Farbe lila. In Abbildung 18 ist beispielsweise zu sehen, wie technische Komponenten, zu denen Metadaten verfügbar sind, in der Affordanzfarbe dargestellt werden, um die Möglichkeit, hier weitere Informationen zu erhalten, anzudeuten.

8.3.2.13 Interaktion auf drei Ebenen

Um die Möglichkeiten und Ebenen der Interaktion zu verstehen, ist das Modell von Chi (2000) beziehungsweise Card et al. (1999) recht hilfreich, das weitgehend in der HANNAH-Visualisierung angewandt wurde. Das data state model, das von Chi entwickelt und als information visualization reference model von Card beschrieben wurde, kann als ein Model-View-Controller-Pattern für Informations-Visualisierungs-Anwendungen gesehen werden. Danach werden zunächst unbearbeitete, abstrakte Daten mit einer Datentransformation in strukturierte Tabellen überführt. Die dabei gewählte Struktur sollte für die gewählte Visualisierung angebracht sein. In einem zweiten Schritt wird eine visuelle Abbildung benutzt, um die Daten in visuelle Strukturen zu verwandeln. Als drittes werden diese Strukturen mit Sichttransformationen in spezielle Ansichten überführt.

Dieses Modell hilft, vier Ebenen zu unterscheiden und damit Abhängigkeiten zu reduzieren, um eine bessere Wiederverwertbarkeit der einzelnen Teile der Implementation zu gewährleisten. So können die unbearbeiteten Daten umstrukturiert werden, um unterschiedliche Visualisierungen zu erzeugen, und die visuellen Strukturen können beispielsweise durch Zoom, Rotation oder andere Operationen, die die Elemente der Visualisierung manipulieren, zu unterschiedlichen Perspektiven transformiert werden.

Das information visualization reference model hat auch aus der Perspektive der Interaktion einige Vorteile. Die modulare und wiederverwertbare Struktur der Anwendung erlaubt es, flexible und kontextsensitiv Ansichten, die an Benutzerbedürfnisse angepasst werden können, zu erstellen. Die Benutzerin kann auf drei verschiedenen Ebenen mit der Anwendung interagieren: Datentransformation, visuelle Abbildung und Sichttransformation. Diese Art von Interaktion kann leicht implementiert und modular behandelt werden, was zu vielen flexiblen Interaktionsmöglichkeiten und wenigen Beschränkungen führt. Das hat zur Konsequenz, dass der Benutzer nicht gezwungen ist, zu überlegen, was die Maschine wann tut.

In der HANNAH-Visualisierung sind die unbearbeiteten Daten große Mengen komplexer und heterogener Daten, die in Form einer Expertendatenbasis in der Ontologie kategorisiert, strukturiert und verknüpft werden. Die Ontologie wird, wie unten erklärt, über das RDF-Format und das RSSDB-Tool (2006) in mehrere Tabellen einer Datenbank exportiert. Durch diese Vorstrukturierung können die semantischen Informationen von jedem Kontext aus uniform abgefragt werden. Die Benutzer-Interaktion auf Ebene der Datentransformation besteht darin, dass ein Visualisierungstyp gewählt wird (z.B. 3D Anischt, Diagnosesystem oder Prozessdatenvisualisierung), was dazu führt, dass die benötigten Daten in die entsprechenden Datenstrukturen geladen werden. Prozessdaten werden von der Datenbank in DiagramInput-Objekte geladen, die einige vorverarbeitende Operationen wie die Berechnung von minimalem und maximalem Wert durchführen. Semantische Daten, die für die Visualisierung von Graphen oder zu anderen Arten der Darstellung von Relationen benötigt werden, werden in die Datenstruktur des CommonGraph-Objekts, welches Knotentypen, Kantentypen, Knoten, Kanten und Verbindungen zwischen diesen speichert, geladen. In anderen Fällen werden semantische Daten einfach in assoziative Container geladen, die beispielsweise die ID einer technischen Komponente als Schlüssel und die IDs von für diese Komponente zur Verfügung stehenden Informationsentitäten als Wert speichern. Zusätzlich gibt es spezialisierte Klassen, die für spezielle Zwecke Informationen aus der Ontologie speichern können.

Auf der Benutzer-Interaktionsebene der visuellen Abbildung kann die Benutzerin entscheiden, auf welchen Typ der Prozessdatenvisualisierung (z.B. RotaryDiagram oder ColorPlane) sie die abstrakten Daten abbilden und welche Farbskala sie für diese Abbildung möchte. Sie kann auch entscheiden, wie sie mit der 3D Ansicht interagieren will (z.B. durch die Hierarchie navigieren oder ModifiedVirtualReality-Techniken benutzen), wie sie durch Graph-basierte Ansichten navigieren möchte (z.B. Fokus-Sicht oder Übersicht) oder wie sie mit der Browser-ähnlichen Visualisierung des Diagnosesystems oder des Rundgangs interagieren möchte (z.B. verknüpfte Informationen aufrufen oder Links zu anderen Layouts folgen).

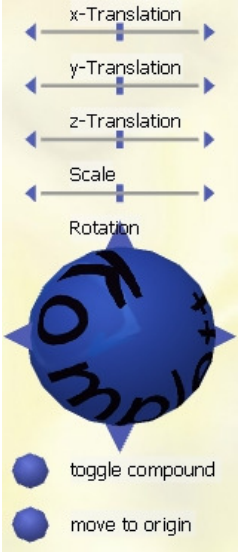


Abbildung 24: Navigationskontroll-Tool

Auf der Benutzer-Interaktionsebene der Sichttransformation gibt es ebenfalls mehrere Möglichkeiten. Das in der HANNAH-Visualisierung verwandte generelle Konzept zur Manipulation der 3D-Sicht ist das der ThoughtWizard-Navigationsmetapher, das wir bereits in Einsfeld et al. (2006) beschrieben haben, und die von der Theatermetapher von Dachselt (2000) abgeleitet wurde. Die Idee dieser Metapher ist es, die Benutzerin von der Last des Orientierens im 3D-Raum und der Gefahr, sich darin zu verlieren, zu befreien, und ihr statt dessen die Möglichkeit zu geben, die Objekte in der Szene mit einfachen Gesten zu bewegen und zu manipulieren. Die Objekte können sowohl durch Gesten mit der Maus oder durch Navigationskontrollelemente (Abbildung 24) skaliert, translatiert und rotiert werden. Ware et al. (1996) betont die Bedeutung des Bewegungsparallaxe-Tiefenhinweises bei der menschlichen Wahrnehmung von 3D Umgebungen. Aufgrund dieser Erkenntnis haben wir eine weitere Interaktionsmöglichkeit – die Schüttel-Metapher – die leichter zu benutzen ist als herkömmliche Rotation von Objekten mit der Maus, entwickelt: durch einfache Gesten (Tastendruck) kann der Benutzer Objekte schütteln, das heißt mit einen kleinen Winkel um die x- oder y-Achse hin- und herrotieren. Diese kleine Bewegung verschafft der Benutzerin Bewegungsparallaxe-Tiefenhinweise, die es ermöglichen, 3D wahrzunehmen, ohne dass sie sich darauf konzentrieren muss, wie sie das Objekt mit der Maus greifen und rotieren sollte.

Allgemein erfolgt die Interaktion mit dem HANNAH-System über die Maus (direkte Manipulation der Objekte im Raum) über Tastatureingabe (z.B. Zeitintervalle, Befehle zur Moduswahl) oder über Kontextmenüs. Kontextmenüs können im 3D Raum mit der Leertaste für jedes Objekt bei Bedarf gerufen werden. Je nach Kontext (aktuelle Aufgabe; auch Benutzerebene ausdehnbar) werden dann (wenn vorhanden) verschiedene Aktionsmöglichkeiten direkt am betreffenden Objekt angezeigt. Aus diesen kann per Mausklick ausgewählt werden.

Abbildung 25: Auswahlmenü der Visualisierungsperspektive

Um die Interaktion mit dem System zu erleichtern, wurde zusätzlich zu der Steuerung über Tastatur und Maus (schnell, aber für unerfahrene BenutzerInnen nicht intuitiv) die Möglichkeit der Steuerung über Menüs geschaffen. Abbildung 25 zeigt das globale Menü, mit dem zwischen verschiedenen Visualisierungen gewählt werden kann, Abbildung 24 das Navigationsmenü, das zur Translation, Rotation und Skalierung des gewählten Visualisierungselements genutzt werden kann, und Abbildung 5 das Menü, in dem Optionen wie Sprache (Englisch, Deutsch), Art der Diagrammdaten (Minutenwerte, Stundenmittelwerte oder Stundensummenwerte), Benutzermodus (Hausmeister, Experte), Beschriftungsgröße und ähnliches eingestellt werden kann. Alle Menüs lassen sich je nach Bedarf aus dem Raum heraus bewegen bzw. wieder zurück in den Raum holen (structure on demand), sodass der Visualisierungsraum (z. B. für Experten, die andere Interaktionsmöglichkeiten bevorzugen) nicht unnötig begrenzt wird. In einigen Bereichen kann eine Option alternativ über Tastatur oder per Mausklick im Menü gewählt werden. Dies könnte weiter ausgebaut werden, um je nach Benutzervorlieben unterschiedliche Interaktionsmöglichkeiten zu bieten.

Um einen intuitiven Zugang zum Expertenwissen und zur Anlagensteuerung zu schaffen, wurde als Bedienoberfläche zur Steuerung der Anlage eine realitätsnahe 3D-Darstellung der jeweiligen Baugruppe gewählt. Diese ist als Ganzes frei im Raum drehbar, um dem Nutzer auch die Sicht auf in der Realität sonst verborgene Anlagenteile zu ermöglichen. Jede relevante Anlagenkomponente ist anwählbar und stellt dann die jeweils hinterlegten spezifischen Informationen, wie z.B. Handbücher, Photos oder aktuellen Betriebsstatus zur Verfügung. Durch die integrierte, direkte Visualisierung von Informationen und die Möglichkeit des steuernden oder regelnden Eingriffs über die 3D Ansicht entfällt die Notwendigkeit des Expertenverständnisses für Zusammenhänge zwischen abstrakten Informationen, (heute üblichen) schematischen Darstellungen und der realen Anlage.

8.3.3 Intelligentes Diagnosesystem

Das in HANNAH integrierte intelligente Diagnosesystem besteht aus mehreren, teilweise voneinander unabhängigen Komponenten, die hier nacheinander besprochen werden sollen: Möglichkeiten zur visuellen Analyse, Berechnungen zur Früherkennung, Wissen und Erkenntnisse aus der Expertenwissensbasis, das automatische Diagnosesystem, das selbstlernende Experten-System und die Unterstützung der manuellen Diagnose im täglichen Rundgang.

8.3.3.1 Möglichkeiten zur visuellen Analyse

Seit einiger Zeit werden Teilgebiete der Informationsvisualisierung in Verbindung mit Datenanalyse-Ansätzen als „Visual Analytics“ massiv gefördert. Dahinter steht die Erkenntnis, dass Methoden der Datenanalyse alleine nicht die Ergebnisse erzielen, die mit ergänzender Hilfe visueller Repräsentationen und Interaktionstechniken erreicht werden. Letztere nutzen die menschliche Fähigkeit, auch bei sehr großen Mengen visueller Daten schnell Muster oder atypisches Verhalten zu erkennen.

Diese Fähigkeit wurde auch bei der Entwicklung der Visualisierungsmetaphern im Projekt bedacht. Die beschriebenen Methoden der Prozessdatenvisualisierung (insbesondere die ColorPlane) erlauben es, schnell einen Überblick über große Mengen von Daten zu

gewinnen. Muster, Trends oder kausale Zusammenhänge (ColorRolls) können genauso schnell gekannt werden wie atypisches Verhalten und Ausreißer. So ist über die geeignete visuelle Repräsentation eine einfache Form der Plausibilitätskontrolle der Messwerte möglich.

Die menschlichen Analysefähigkeiten über Visualisierungsmethoden wie ColorPlanes oder ColorRolls charakteristische Merkmale von Datensätzen zu erkennen, ließen sich teilweise mittels algorithmischer Verfahren – wenn überhaupt – nur wesentlich zeitintensiver automatisiert nachahmen. Daher sollte bei Diagnosesystemen in solchen Bereichen, in denen der Mensch der Maschine überlegen ist, aus dieser Fähigkeit Nutzen gezogen werden, anstatt nur auf automatisierte Methoden der künstlichen Intelligenz zu setzen.

Als weiteres Beispiel aus dem Bereich der Prozessdatenanalyse sei noch auf das RotaryDiagram beziehungsweise die Variation als ConveyorBelt (Abbildung 12) verwiesen. Die darin dargestellten Durchschnittsringe bzw. -balken zeigen an, wie der Durchschnitt aller Werte aller Diagramme jeweils im Bereich des Rings ist. Dadurch lässt sich leicht erkennen, ob die um die Ringe rotierenden Diagramme etwa dem Durchschnitt entsprechen oder stark davon abweichen. In Abbildung 12 ist zusätzlich an den Ringen zu sehen, dass es sich um eine Messgröße handelt, deren Wert charakteristischer Weise in den Mittagsstunden leicht abfällt. Die Analyse der Daten (Durchschnittsbildung über alle Diagramme hinweg) zusammen mit der Visualisierungsmethode macht somit den Mehrwert des RotaryDiagrams aus.

Die in Abbildung 14 gezeigte Visualisierung ist ein weiteres Beispiel, für das Zusammenspiel von algorithmischer Datenanalyse und visueller Analyse durch den Benutzer. Ähnliche Visualisierungen können über das Menü des Diagnosesystems in der HANNAH Visualisierung unter „Auffälligkeiten bei Temperaturdaten“ (analog bei pH-Werten und anderen Prozessdatentypen) aufgerufen werden. Die Prozessschritte werden in der Standard-Ontologie-Ansicht und die Messwerte der Temperaturparameter des letzten Tages (oder in der Abbildung der letzten Tage, da Variation mit RotaryDiagrammen) als einzelne, in Zeilen angeordnete Diagramme visualisiert. Beim Klick auf ein Diagramm wird eine vorhandene Verknüpfung zu einem Prozessschritt mit einer violetten Line dargestellt. Die Z-Position der Diagramme ist durch folgende Formel bestimmt: $z = | a – \mu | / \sigma$, wobei a der letzte (d. h. aktuellste) Wert der angezeigten Tagesmessreihe, μ der Mittelwert des Parameters über die letzten vier Wochen und σ die Standardabweichung über den gleichen Zeitraum ist. Wird ein Diagramm also auf der z-Achse weit nach vorne verschoben dargestellt, so bedeutet das, dass der aktuelle Wert im Vergleich zum Mittelwert und in Relation zur Standardabweichung ein ungewöhnlicher und damit möglicherweise bedenklicher Wert darstellt. (Die Auslenkung auf der z-Achse ist in der 2D Abbildung möglicherweise nicht eindeutig wahrnehmbar, in einer 3D Visualisierung mit einfach zu nutzenden Parallaxe-Funktionalitäten wie Schütteln auf Knopfdruck jedoch schnell wahrnehmbar und zudem aufgrund der „Nähe“ zum Betrachter intuitiv als wichtig interpretierbar.)

Mit Hilfe der visuellen Analyse konnten in der Vergangenheit aufgetretene Störfälle (visuelle Ausreißer in sonst regelmäßigen Mustern) nachvollzogen und analysiert werden, um sie in Zukunft möglichst zu vermeiden.

Das Konzept der Modifed Virtual Reality zusammen mit dem intelligenten Datenmanagement in der Ontologie eröffnet weitere Möglichkeiten der visuellen Analyse. So können in der 3D-Ansicht über das Kontextmenü einzelne Komponententypen (Absperrorgane, Messgeräte oder Rohrleitungen) von der Visualisierung ausgeschlossen werden, um mehr Übersicht auf die verbleibenden Elemente zu gewinnen. Eine andere Möglichkeit, die das Kontextmenü bietet, ist das Markieren von Bauteilen. Wenn der Laie beispielsweise vom WinCC-System eine Fehlermeldung an Bauteil 2P10.3 erhält, so weiß er wahrscheinlich nicht, dass es sich dabei um eine Pumpe in Baugruppe 2 handelt und wo diese zu finden ist. Die 3D Ansicht kann nach Eingabe einer Anlagenkennzeichnung wie dieser das entsprechende Element in Signalfarbe markieren. Ein ähnlicher Anwendungsfall ist die Suche nach der Rohrverbindung zwischen zwei Bauteilen, die ggf. in der realen Anlage durch andere Bauteile verdeckt ist. Dies kann z.B. nützlich sein, um eine Fehlerquelle zu identifizieren, von der schon bekannt ist, dass sie irgendwo zwischen zwei Bauteilen liegen muss. Die linke Ansicht in Abbildung 20 zeigt, wie nach Eingabe von zwei Anlagenkennzeichnungen (hier von einer Pumpe und einem Verdichter) alle auf diesem Verbindungsweg liegenden Rohrelemente und die dazwischen liegenden Anlagetechnikelemente markiert werden, um eine schnelle visuelle Analyse des Problems zu ermöglichen.

8.3.3.2 Berechnungen zur Früherkennung

Neben diesen eher allgemeinen Diagnosemöglichkeiten wurde durch die Auswahl von Leit- und Kontrollparametern und deren Kombination zur Berechnung von aussagekräftigen Kennwerten das Diagnosesystem beispielhaft um einige Möglichkeiten der Analyse von Trends in wichtigen Kennwerten und so der Früherkennung möglicher Probleme ergänzt. In dieser Kategorie wird bspw. die Atmungsaktivität der Mikroorganismen in der Grau- und der Schwarzwasserbiologie, die Permeabilität der Membranen der Grau- und Schwarzwasser-MBRen sowie der Statorverschleiß verschiedener Pumpen überwacht.

Die Kennwerte werden nach vorgegebenen Formeln als Durchschnittstageswert bestimmt und – wenn die Berechnung aufwändig ist – in einer Datenbank gespeichert, sodass bei nochmaliger Abfrage weniger Berechnungszeit notwendig ist. Über das Menü des Diagnosesystems können Visualisierungen für die Durchschnittstageswerte der Kennwerte in den letzten Wochen wie in Abbildung 26 für die Permeabilitäten abgerufen werden.

Die Permeabilität (L_P) berechnet sich dabei folgendermaßen (nach Krampe, 2001):

$$L_P = \frac{v_{P,TN}}{\Delta p_{TM}} \left[\frac{l}{m^2 \cdot h \cdot bar} \right]$$

mit $v_{P,TN} = v_{P,T} \cdot \frac{\eta_T}{\eta_{T,N}} \left[\frac{l}{m^2 \cdot h} \right]$ und $\eta = \frac{497 \cdot 10^{-3}}{(T + 42{,}5)^{1,5}}$ (nach Huisman, 1996)

$v_{P,TN}$	auf Temperatur T normierter Membranfluss
Δp_{TM}	transmembrane Druckdifferenz
η	dynamische Viskosität

Die Berechnung der Atmungsaktivität A erfolgt über folgende Berechnungsvorschrift:

$$A = \frac{O_{2,max} - O_{2,min}}{\Delta t} \left[\frac{mgO_2}{l \cdot h} \right]$$

Δt Länge eines Intervalls I mit Verdichterstatus = AUS

Als Kennwert wird dabei der Tagesmittelwert der Atmungsaktivität verwendet. Über längere Zeiträume betrachtet können diese Tagesmittelwert Hinweise auf eine aktuelle Abweichung vom normalen Anlagenbetrieb (sei es durch eine ungewöhnlich niedrige Belastung der Biomasse oder durch eine z.B. toxische Hemmung derselben) liefern.

Zur Erkennung des Verschleißes eines Pumpenstators wird folgende Kenngröße K ermittelt:

$$K = \frac{Q}{n} \left[\frac{l}{h \cdot \%} \right]$$

Q Förderstrom der Pumpe

n Reglereinstellung der Pumpe

Die Theorie hinter der Kenngröße K ist, dass die in der KOMPLETT-Anlage an den kritischen Stellen (wie z.B. im Bereich der Schlammförderung und der Ozonierung) verwendeten Exzenterschneckenpumpen einen im Wesentlichen zur Antriebsdrehzahl proportionalen Volumenstrom fördern. Durch den Verschleiß des Pumpenstators verringert sich die Fördermenge (bzw. die benötigte Drehzahl wird größer) und die berechnete Kenngröße K wird als Folge kleiner. Wird dabei ein voreingestellter Wert unterschritten, so erhält der Nutzer einen entsprechenden Hinweis.

Zur Berechnung dieser Kenngrößen war es in Zusammenarbeit mit der ap system engineering nötig, das Prozessleitsystem WinCC so zu konfigurieren, dass die benötigten Größen wie die Regeleinstellungen der Pumpen oder der Belüfterstatus zusätzlich zu den Messwerten in den Archiven aufgezeichnet werden.

Während die Kennlinien für Permeabilität und Atmungsaktivität plausible Hinweise für die Analyse des Zustands der Anlage lieferten, könnten die Experten in der Visualisierung der Kennwerte zum Statorverschleiß entgegen ihrer Erwartungen statt eines Trends vorwiegend nicht nachvollziehbare Schwankungen erkennen.

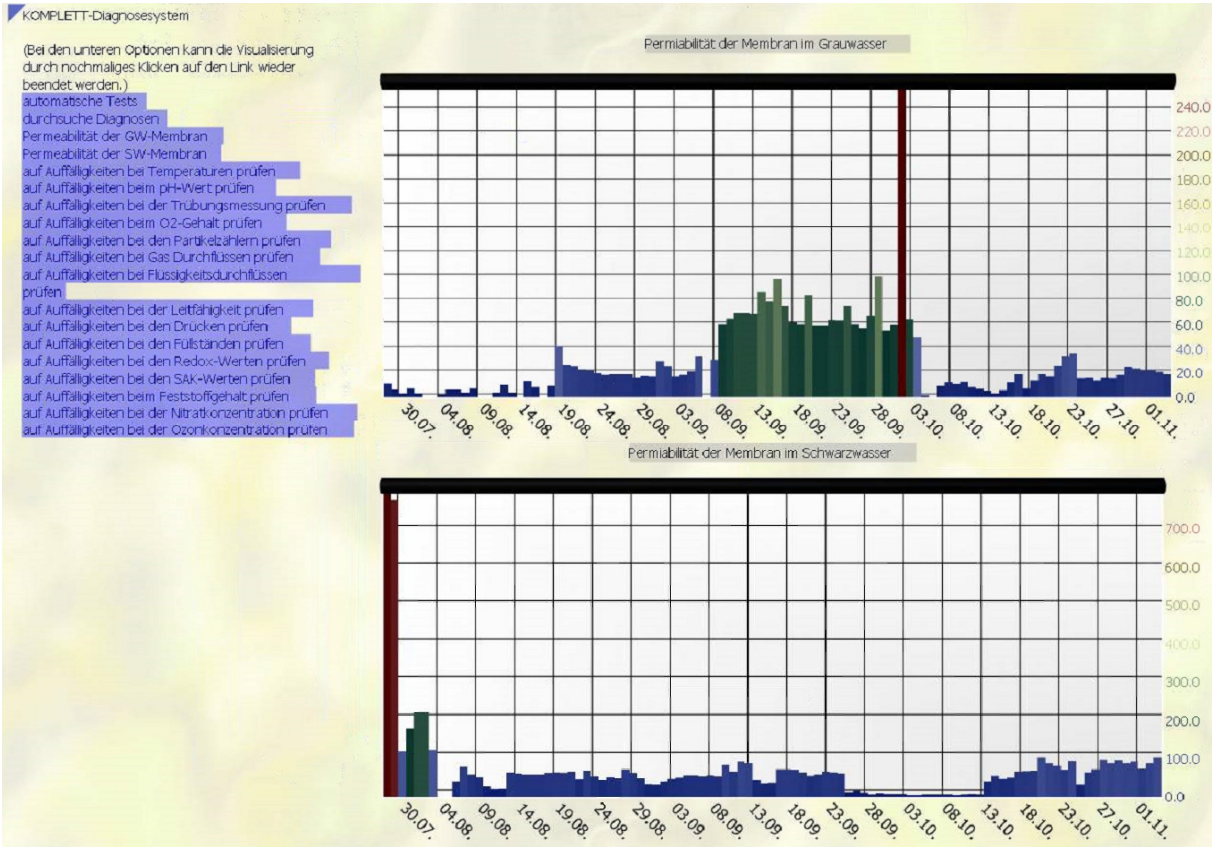

KOMPLETT-Diagnosesystem
(Bei den unteren Optionen kann die Visualisierung durch nochmaliges Klicken auf den Link wieder beendet werden.)
automatische Tests
durchsuche Diagnosen
Permeabilität der GW-Membran
Permeabilität der SW-Membran
auf Auffälligkeiten bei Temperaturen prüfen
auf Auffälligkeiten beim pH-Wert prüfen
auf Auffälligkeiten bei der Trübungsmessung prüfen
auf Auffälligkeiten beim O2-Gehalt prüfen
auf Auffälligkeiten bei den Partikelzählern prüfen
auf Auffälligkeiten bei Gas Durchflüssen prüfen
auf Auffälligkeiten bei Flüssigkeitsdurchflüssen prüfen
auf Auffälligkeiten bei der Leitfähigkeit prüfen
auf Auffälligkeiten bei den Drücken prüfen
auf Auffälligkeiten bei den Füllständen prüfen
auf Auffälligkeiten bei den Redox-Werten prüfen
auf Auffälligkeiten bei den SAK-Werten prüfen
auf Auffälligkeiten beim Feststoffgehalt prüfen
auf Auffälligkeiten bei der Nitratkonzentration prüfen
auf Auffälligkeiten bei der Ozonkonzentration prüfen
Permiabilität der Membran im Grauwasser
Permiabilität der Membran im Schwarzwasser

Abbildung 26: Visuelle Analyse der Permeabilität der Filtrationsmembranen

8.3.3.3 Wissen und Erkenntnisse aus der Expertenwissensbasis

Wie bereits oben ausführlich erläutert, wurde allgemeines sowie speziell auf die konkrete Anlage bezogenes Expertenwissen in Form einer Ontologie gespeichert. Eine Ontologie ist eine modulare und daher wieder verwertbare Begriffswelt mit semantischen Informationen, eine Wissensbasis mit Expertenwissen. Eine Ontologie eignet sich hervorragend als Grundlage für fallbasierte oder regelbasierte Expertensysteme, kann jedoch selbst nicht als Expertensystem, sondern nur als Vokabular oder Wissensbasis angesehen werden.

Durch intensive Literaturrecherche konnten zwei Beispiele gefunden werden, in denen Ontologien als Grundlage für Expertensysteme im Bereich der Wasseraufbereitung untersucht wurden (Cabezut-Boo et al., 1999 und Ceccaroni, 2001 bzw. Ceccaroni, 2004). Wegen der Kategorisierungen, Spezifikationen von Informationsobjekten durch Attribute und semantischen Verknüpfungen (also der Darstellung jedes Informationselements in seinem semantischen Kontext) kann jedoch schon das intelligente Nutzen einer Ontologie ohne Expertensystem insbesondere für fachfremde Nutzer zu wertvollem Wissen und neuen Erkenntnissen führen.

Vorstehend wurden bereits auf dem Wissen aus der Ontologie beruhende intelligente Visualisierungen beschrieben. Eine weitere sowohl in der HANNAH-Visualisierung als auch in der Webanwendung implementierte Möglichkeit besteht darin, die Ontologie zu durchsuchen. Dazu werden mittels einer SQL-LIKE Abfrage (es sind Platzhalter im Suchwort erlaubt) alle relevanten Textfelder von Instanzen beliebiger Klassen in der Ontologie nach dem Suchwort durchsucht. Die Ergebnisse der Suche werden in einer Webbrowser

ähnlichen Visualisierung (siehe oben) als Links angezeigt, sodass die Benutzenden durch das Verfolgen der Links weitere ergänzende Informationen im Kontext des Suchergebnisses erhalten können. Möchte ein Benutzer beispielsweise bei einem Defekt eines Geräts Informationen (Hersteller, Dokumentation, involvierte Parameter, ...) zu einem bestimmten Bauteil haben, so kann er danach suchen. Sollte es Probleme mit atypischen pH-Werten geben, kann eine Suche nach „pH-Wert“ helfen. Das „Browsen“ (explorierendes Suchen, Verfolgen von Links) durch die Informationen der Ontologie, das auch mit der Auswahl von Instanzen einer bestimmten Kategorie beginnen kann, ist eine weitere Art des Nutzens der Expertenwissensbasis, um einen Überblick über das Anwendungsgebiet zu erhalten.

Wie beschrieben, wurde in der Ontologie die Struktur geschaffen, Diagnoseelemente aufzunehmen. Ein Diagnoseelement besteht aus der Beschreibung der Situation, involvierten Anlagentechnik-Elementen, involvierten Parametern, möglicherweise zusätzlichen Informationselementen und Ursache-Lösungs-Instanzen. Die Ursache-Lösungsinstanzen können, wenn die beschriebene Situation eintritt, hinzugezogen werden, um mögliche Ursachen und mögliche Lösungsvorschläge für das Problem zur Verfügung zu stellen. Ursachen und Lösungen können wiederum mit zusätzlichen Informationen wie PDF-Dokumenten, Bildern oder Kontaktdaten zu realen Ansprechpartnern verknüpft sein. Diese Diagnoseelemente können über das text-basierte Diagnosesystem getrennt von dem sonstigen Expertenwissen der Ontologie durchsucht werden. Wenn sich beispielsweise ein bestimmter Parameter ungewöhnlich verhält oder ein seltsamer Geruch wahrzunehmen ist, so kann nach Diagnoseelementen gesucht werden, die in ihrer Situationsbeschreibung diesen Parameter oder den Geruch enthalten. Dadurch erhält der Benutzer Zugriff auf möglicherweise zutreffende Diagnosen, mögliche Ursachen und Lösungen.

8.3.3.4 System zur automatischen Diagnose

Wenn ein Diagnoseelement in der Ontologie neben der textuellen Beschreibung der Diagnosesituation in natürlicher Sprache eine formale Beschreibung der Situation enthält, so kann dieses Diagnoseelement in das automatische Diagnosesystem aufgenommen werden. Das automatische Diagnosesystem ist eine weitere Komponente des in HANNAH integrierten Diagnosesystems, bei dem das Eintreten von Diagnosesituationen anhand von automatisch auswertbaren formalen Ausdrücken in regelmäßigen Abständen überprüft wird. Tritt eine Diagnosesituation ein, werden in der Ontologie mit diesem Diagnoseelement verknüpfte Informationen, mögliche Ursachen und Lösungsvorschläge in einer Webbrowser-ähnlichen Visualisierung (siehe Abbildung 27) angezeigt. Dies kann zum Verständnis und zur Behebung des Problems, im günstigsten Fall sogar zur Früherkennung und Vermeidung von unerwünschten Anlagenzuständen beitragen. Die zeitlichen Abstände zwischen den wiederholten Überprüfungen einzelner Diagnoseelemente können über die Ontologie festgelegt werden.

Die Syntax und Semantik der zur automatischen Analyse notwendigen formalen Sprache wurde festgelegt, um für KOMPLETT typische Diagnosen prüfen zu können. Die automatische Prüfung der formalen Ausdrücke basiert auf einem auf dem boost::spirit Framework (2009) (Open Source) basierenden und für diese Zwecke modifizierten Parser. Der Parser nimmt die formalen Ausdrücke entgegen, wertet sie aus und prüft die darin ausgedrückte Bedingung. Ist die Bedingung erfüllt, bedeutet dies, dass die Diagnosesituation eingetreten ist.

Einige Beispiele von formalen Ausdrücken in der für das Diagnosesystem festgelegten Sprache:

<(dbcurrent(MW_2MQ10_1_REDOX),85)

Der Test ist erfolgreich, wenn der aktuelle Redox-Wert kleiner 85 ist.

<=(dbavg(MW_2MQ10_1_REDOX|2007-02-11 23:00:00|2007-02-12 23:00:00),-20.0)

Der Test ist erfolgreich, wenn der Durchschnitt der Redox-Werte im Intervall zwischen ... und ... <= -20 ist.

||(>(func(perm,s(MW_2MF10_3_F_Istwert,MW_2MP10_6_P,MW_2MT10_1_T),f(30.0,20.0,37.0)),100),=c(0.01)(dbcurrent(MW_2MF10_3_F_Istwert),0.0))

Der Test ist erfolgreich, wenn die Funktion, die die Permeabilität berechnet für die Parameter Durchfluss, Druck, Temperatur, Fläche, Norm-Temperatur, Druckoffset einen Wert größer 100 liefert oder der aktuelle Durchflusswert in einer Toleranz-Grenze von 0.01 gleich 0 ist.

=(func(cam,s(Siebtrommel),f()),0)

Der Test ist erfolgreich, wenn das Auswerten der Kamerabilder der Siebtrommel ergibt, dass diese steht.

Abbildung 27: Diagnoseanzeige des automatischen Diagnosesystems

Beim Auswerten der formalen Ausdrücke greift der Parser dabei beispielsweise auf aktuelle Prozesswerte (über OPC), Prozesswerte aus der Datenbank oder bestehende Algorithmen wie denen zur Berechnung der Permeabilität, der Atmungsaktivität oder des Statorverschleißes, die mit Parametern aus dem formalen Ausdruck versehen werden, zurück.

8.3.3.5 Selbstlernendes Experten-System

Obwohl es keine genaue Definition von „Intelligenz“ oder „intelligentem Diagnosesystem“ gibt, wird unter intelligenten Systemen häufig selbstlernende Systeme verstanden. „Selbstlernend“ bedeutet, dass Daten wie Situationsbeschreibungen, Maßnahmen und Konsequenzen zur Verfügung stehen, das System aufgrund dieser Daten „intelligent“ operiert und dabei neue Datensätze (neues Wissen) zu den Daten hinzufügt. Ein anderes Verständnis von „Intelligenten Systemen“ sind Expertensysteme – Systeme, die auf Basis von Expertenwissen zur Lösung oder Bewertung von Problemen beitragen. Die Methode, die von Expertensystemen angewandt wird, kann dabei je nach Anwendungsgebiet und Problemstellung ganz unterschiedlich sein und von **Entscheidungsbäumen**, über **Regelbasiertes Schließen** und **Fallbasiertes Schließen** bis hin zu **Neuronalen Netzen** reichen. Während das erste Verständnis dem der „starken künstlichen Intelligenz“ (Nachahmung menschlicher Intelligenz) nahe kommt, entspricht das zweite je nach Methode auch dem der „schwachen künstlichen Intelligenz“ (Nachahmung intelligenten Verhaltens mit Mitteln der Informatik).

Die Anwendbarkeit von **Neuronalen Netzen** im Rahmen der Abwasserreinigung wurde von Winkler (1998) untersucht. Die Experten der Siedlungswasserwirtschaft sind sich jedoch einig, dass sich die Anwendung Neuronaler Netze in diesem Bereich nicht durchgesetzt hat. Herkömmliche Methoden zur Lösung eines Problems besitzen oftmals einen geringeren Rechenaufwand und können mitunter eine exaktere Lösung produzieren als neuronale Netze. Neuronale Netze können ein Ansatzpunkt sein, wenn nicht genügend Wissen über die Funktionalität der Anwendung zur Verfügung steht. Bei Anwendungen im Bereich der Abwasserreinigung steht jedoch zunehmend (mathematisches) Wissen und empirisches Expertenwissen über die ablaufenden Prozesse zur Verfügung, sodass deren Anwendung Neuronalen Netzen vorzuziehen ist.

Entscheidungsbäume sind bei Klassifizierungsproblemen von Vorteil. In der Abwasserbehandlung kann diese Methode beispielsweise dazu angewandt werden, Probleme mit Mikroorganismen zu lösen, indem die Gattungen bzw. Arten der auftretenden Mikroorganismen durch hierarchische Fragen zur Klassifikation näher bestimmt werden.

Bei dem **Regelbasierten Schließen (rule-based reasoning, RBR)** besteht die Wissensbasis aus formalen Wenn-Dann(-Sonst)-Regeln. Durch den Einsatz einer Inferenzengine können aus einer Situationsbeschreibung mögliche Folgen abgeleitet werden und dadurch unter Umständen neue Wenn-Dann-Regeln hinzugefügt werden (selbstlernend). Damit RBR hilfreiche Ergebnisse liefern kann, ist es wichtig, dass die Regeln alle relevanten Bereiche des Anwendungsgebiets erfassen und an eventuelle Veränderungen angepasst werden. RBR eignet sich daher besonders für Anwendungsgebiete, mit sich wenig ändernden Bedingungen und Anforderungen. Im Anwendungsgebiet der Abwasserreinigung könnte RBR für festes, anlagenunabhängiges Expertenwissen benutzt werden.

Beim **Fallbasierten Schließen (case-based reasoning, CBR)** handelt es sich um ein maschinelles Lernverfahren zur Problemlösung durch Analogieschluss (siehe Abbildung 28). In einer Falldatenbank sind gelöste Probleme in Form von Problembeschreibung und Problemlösung abgelegt. Bei einem gegebenen Problem wird in der Datenbank nach einem möglichst ähnlichen Problem gesucht und dessen Lösung abhängig von der Unterschiedlichkeit des aktuellen Problems zu dem in der Datenbank angepasst. Ist die

Lösung erfolgreich und die Situation den bereits vorhandenen nicht zu ähnlich, kann der aktuelle Fall in die Datenbank aufgenommen werden (selbstlernend).

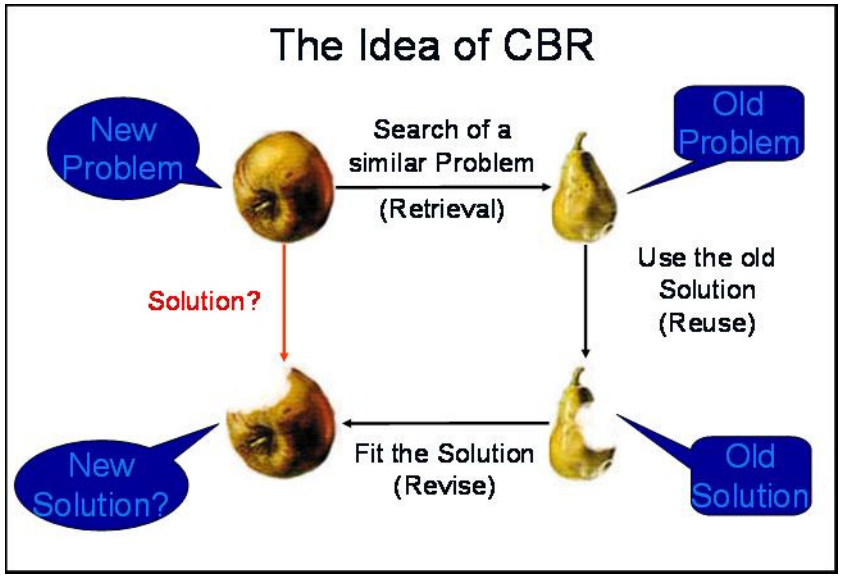


Abbildung 28: Konzept des Case-Based-Reasoning (CBR); Quelle

Im Gegensatz zu RBR eignet sich CBR für dynamische, (Anlagen-)spezifische Anwendungsgebiete: Das Problem kann nicht exakt definiert werden sondern hängt von mehreren Parametern ab und es gibt keine Patentlösung sondern nur Erfahrungen von ähnlichen Situationen. Im Bereich der Abwasserreinigung kann CBR eingesetzt werden, um anhand von Werten mehrerer Parametern zu erkennen, dass eine Problemsituation vorliegt, die einer bereits bekannten ähnelt und bei der sich eine Variante der damaligen Lösung (z.B. Regulierung an Gerät X, Y und Z) bewährt hat.

CBR wird für einzelne konkrete Fragestellungen im Bereich der Abwasserbehandlung in ersten Ansätzen bereits eingesetzt (Wiese et al., 2004). Der Einsatz eines solchen Systems für die Betriebsdiagnose eines kompletten Abwassersystems ist aber bislang noch nicht beschrieben.

Literaturrecherchen zum Thema Expertensysteme haben ergeben, dass eine **Ontologiebasierte Wissensbasis** ergänzend hinzugezogen werden kann (Ceccaroni, 2001 & 2004). In den Arbeiten von Ceccaroni wurde die Kombination von CBR und Ontologien in einem Entscheidungsunterstützungssystem (decision-support system, DSS) im Bereich der Abwasserbehandlung beschrieben.

Während in einer Ontologie der Aufbau der Anlage, der Ablauf der Prozesse, allgemeines Expertenwissen und grundsätzliche Problembeschreibungen, -ursachen und -lösungsvorschläge modelliert werden, dient CBR eher zum Finden der geeignetsten Lösungs- und Optimierungsmöglichkeit bestimmter Anlagenteile einer konkreten Anlage. Eine Ontologie stellt allgemeines, semantisch verknüpftes vorwiegend textuelles Wissen für die komplette Anlage bereit, das nicht von konkreten Messwerten abhängig ist. Ein CBR-System dagegen besteht aus einzelnen Problembeschreibungen und Lösungen, die aus numerischen Daten von Mess- und Steuer-Parametern bestehen und jeweils für die Regelung und Optimierung eines konkreten Anlagenteils zuständig sind. Beide Systeme zusammen können ein ganzheitliches Informations- und Optimierungssystem ergeben, das den kontext-sensitiven Anforderungen des KOMPLETT-Projekts Rechnung trägt, d.h. sowohl

dem Experten als auch dem Hausmeister verständliche und nützliche Informationen bieten kann.

Mit der beispielhaften Umsetzung eines allgemeinen CBR-Systems nach den in der Literatur üblichen Konzepten und mit exemplarischen Parametern und Daten wurde begonnen. Die dazu nötigen Schritte (extrahieren, anpassen, lernen) sind rudimentär implementiert und getestet.

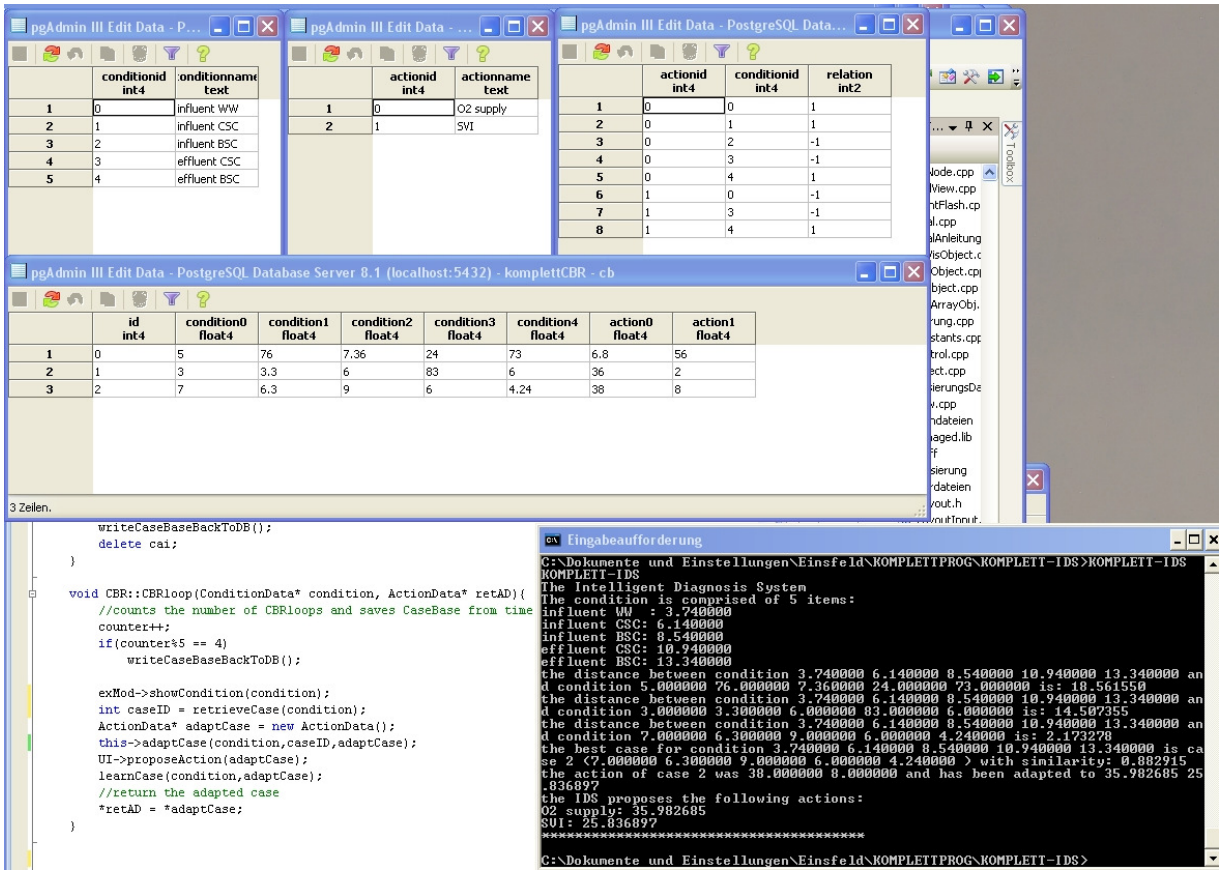

pgAdmin III Edit Data - P...
conditionid int4
conditionname text
1 0 influent WW
2 1 influent CSC
3 2 influent BSC
4 3 effluent CSC
5 4 effluent BSC
pgAdmin III Edit Data - ...
actionid int4
actionname text
1 0 O2 supply
2 1 SVI
pgAdmin III Edit Data - PostgreSQL Data...
actionid int4
conditionid int4
relation int2
1 0 0 1
2 0 1 1
3 0 2 -1
4 0 3 -1
5 0 4 1
6 1 0 -1
7 1 3 -1
8 1 4 1
pgAdmin III Edit Data - PostgreSQL Database Server 8.1 (localhost:5432) - komplettCBR - cb
id int4
condition0 float4
condition1 float4
condition2 float4
condition3 float4
condition4 float4
action0 float4
action1 float4
1 0 5 76 7.36 24 73 6.8 56
2 1 3 3.3 6 83 6 36 2
3 2 7 6.3 9 6 4.24 38 8
3 Zeilen.
writeCaseBaseBackToDB();
delete cai;
}
void CBR::CBRloop(ConditionData* condition, ActionData* retAD){
//counts the number of CBRloops and saves CaseBase from time
counter++;
if(counter%5 == 4)
writeCaseBaseBackToDB();
exMod->showCondition(condition);
int caseID = retrieveCase(condition);
ActionData* adaptCase = new ActionData();
this->adaptCase(condition,caseID,adaptCase);
UI->proposeAction(adaptCase);
learnCase(condition,adaptCase);
//return the adapted case
*retAD = *adaptCase;
}
Eingabeaufforderung
C:\Dokumente und Einstellungen\Einsfeld\KOMPLETTPROG\KOMPLETT-IDS>KOMPLETT-IDS
KOMPLETT-IDS
The Intelligent Diagnosis System
The condition is comprised of 5 items:
influent WW : 3.740000
influent CSC: 6.140000
influent BSC: 8.540000
effluent CSC: 10.940000
effluent BSC: 13.340000
the distance between condition 3.740000 6.140000 8.540000 10.940000 13.340000 and condition 5.000000 76.000000 7.360000 24.000000 73.000000 is: 18.561550
the distance between condition 3.740000 6.140000 8.540000 10.940000 13.340000 and condition 3.000000 3.300000 6.000000 83.000000 6.000000 is: 14.507355
the distance between condition 3.740000 6.140000 8.540000 10.940000 13.340000 and condition 7.000000 6.300000 9.000000 6.000000 4.240000 is: 2.173278
the best case for condition 3.740000 6.140000 8.540000 10.940000 13.340000 is case 2 (7.000000 6.300000 9.000000 6.000000 4.240000) with similarity: 0.882915
the action of case 2 was 38.000000 8.000000 and has been adapted to 35.982685 25.836897
the IDS proposes the following actions:
O2 supply: 35.982685
SVI: 25.836897
C:\Dokumente und Einstellungen\Einsfeld\KOMPLETTPROG\KOMPLETT-IDS>

Abbildung 29: Beispielhafte Implementierung und Test des CBR-Systems

Abbildung 29 zeigt einen Screenshot von den für das CBR-System angelegten Datenbanktabellen, der C++-Entwicklungsumgebung mit der die einzelnen CBR-Schritte enthaltenden CBR-Schleife und einer Konsole mit den Ausgaben eines Testlaufs. Das implementierte CBR-Modul besteht aus einem ExplanationModul, das die Abläufe innerhalb des CBR-Moduls für Benutzer verständlich ausgibt, aus einer CaseBase (Fallbasis, enthält Referenzfälle und bereits gelernte Fälle) und einer Matrix, die beschreibt, wie aus der Datenbank abgerufene Fälle an den aktuellen Fall angepasst werden (ConditionActionInterrelation). Ein Fall besteht aus bis zu fünf Parametern, die die Situation (Condition) beschreiben und bis zu zwei Parametern, die die empfohlene Handlung beschreiben (Action). Die vierte Tabelle in der Abbildung zeigt die CaseBase, die erste die Zuordnung von Condition-IDs zu Bezeichnern, die zweite die Zuordnung von Action-IDs zu Bezeichnern und die dritte Daten für die ConditionActionInterrelation.

Im Testlauf werden dem CBR-Modul fünf eine aktuelle Situation beschreibende Eingabeparameter übergeben, welche in einem ConditionData-Objekt gespeichert werden.

In der CBR-Schleife wird zunächst aus der CaseBase der Fall bestimmt, der der Eingabebedingung am ähnlichsten ist (retrieve). Dazu wird die euklidische Distanz der Eingabebedingung zu jedem der Fälle in der CaseBase berechnet und der Fall mit der minimalen Distanz ausgewählt. Dann wird die Aktion des gewählten Falls an die Eingabebedingung angepasst (revise) und das Ergebnis in einem ActionData-Objekt gespeichert. Das Anpassen des Falles geschieht so, dass für jeden Aktionsparameter einzeln ein Faktor bestimmt wird, mit dem der entsprechende Aktionsparameter aus dem gewählten Fall multipliziert wird. Der Faktor ist ein Produkt von Quotienten. Der Quotient wird für jeden Situationsparameter bestimmt indem je nach Angabe in der ConditionActionInterrelation-Matrix der Situationsparameter der CaseBase durch den entsprechenden Situationsparameter der aktuellen Situation oder umgekehrt geteilt wird. Als letzter Schritt in der CBR-Schleife wird die aktuelle Situation zusammen mit der angepassten Aktion „gelernt“, das heißt in die CaseBase hinzugefügt, wenn die Situation den bestehenden nicht zu ähnlich ist.

Als Anwendungsfall für CBR wäre z.B. das „erlernen“ von Ganglinien des Abwasseranfalls zu nennen. Bei den Untersuchungen an der Technikumsanlage in Kaiserslautern konnten eindeutige Zusammenhänge zwischen Wochentag bzw. Tageszeit und dem Abwasseranfall festgestellt. Diese Zusammenhänge können dazu dienen die erforderlichen Anlagenvolumina und deren Ausnutzung im Betrieb zu optimieren. Während der Technikumsphase wurde diese Möglichkeit jedoch lediglich theoretisch behandelt. Durch großzügig dimensionierte Volumina in den Übergabeschächten am Pilotobjekt UMSICHT in Oberhausen rückte die Volumenproblematik etwas in den Hintergrund und der oben beschrieben Ansatz wurde regelungstechnisch nicht weiter verfolgt.

8.3.3.6 Unterstützung der manuellen Diagnose im täglichen Rundgang

Die mit der Wartung beauftragte Person hat die Aufgabe, täglich einen entsprechenden Rundgang durchzuführen und nach einer Anleitung diverse Punkte zu überprüfen. Dadurch sollen Probleme, die nicht oder nur unzureichend über das Prozessleit- oder Diagnosesystem erkannt werden können rechtzeitig identifiziert werden und der Wartungsperson nach und nach ein „Gefühl für die Anlage“ vermittelt werden, mit welchem ungewöhnliche Zustände nach einiger Erfahrung selbstständig erkannt werden können. Um diese Erfahrung zu vermitteln, soll die Wartungsperson täglich bestimmte relevante Leitparameter, die auch automatisiert erfasst werden könnten, händisch aufnehmen.

Unterstützung beim täglichen Rundgang und den damit verbundenen manuellen Diagnosen bieten unterschiedliche Komponenten der HANNAH-Visualisierung und des Diagnosesystems, deren Möglichkeiten des Zusammenspiels am Beispiel des Rundgangs gezeigt werden kann.

Dazu wurde von den Anlagenexperten aus den Erfahrungen mit dem Betrieb der KOMPLETT-Anlage eine Anleitung zu einem täglichen Wartungsrundgang erstellt. Diese in Textform vorliegende Anleitung wurde dann in die Ontologie integriert um letztendlich auch über HANNAH zugreifbar zu sein.

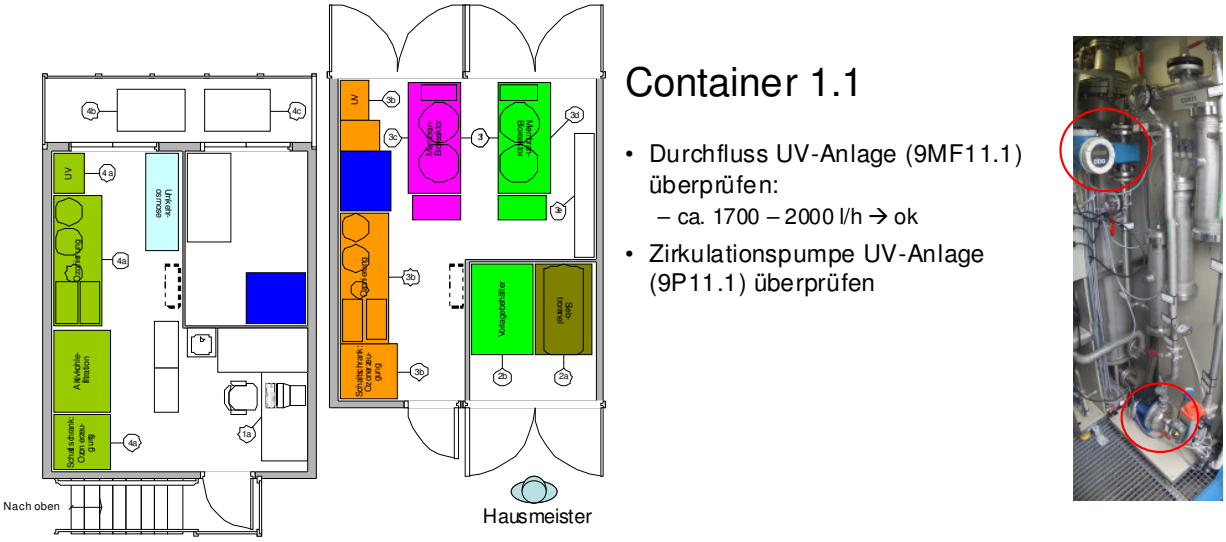


Abbildung 30: Darstellungen aus dem Wartungsrundgang; links: Übersichtsdarstellung der KOMPLETT-Anlage; rechts: Beschreibung eines Arbeitsschrittes mit Realbild und Hervorhebung relevanter Bauteile

Dazu wurde eine sequenzielle und hierarchische Abfolge von Arbeitsschritten erstellt. Zu jedem Arbeitsschritt gibt es Verknüpfungen zu ergänzenden Informationen, involvierten Anlagenteilen, involvierten Parametern, Parametern, die vom Hausmeister abgelesen und eingegeben werden müssen, und erforderlichen Diagnosen. Eine Diagnose (Klasse Diagnoseelement) ist wiederum eine Instanz in der Ontologie, die eine Situation beschreibt und mögliche Ursachen, Lösungen und Informationen verknüpft, für den Fall, dass die Situation eintritt.

Innerhalb des HANNAH-Systems werden die Arbeitsschritte im Stil der Webbrowser-ähnlichen Visualisierung Schritt für Schritt einzeln angezeigt, sodass der Benutzer nicht überfordert ist und sich auf den jeweiligen Schritt konzentriert. Neben den Textanweisungen werden zusätzliche Informationen als Link integriert, als Bild automatisch eingebunden oder, wie Prozessdatenvisualisierungen oder 3D-Ansichten, auf Wunsch oder Bedarf des Nutzers eingeblendet.

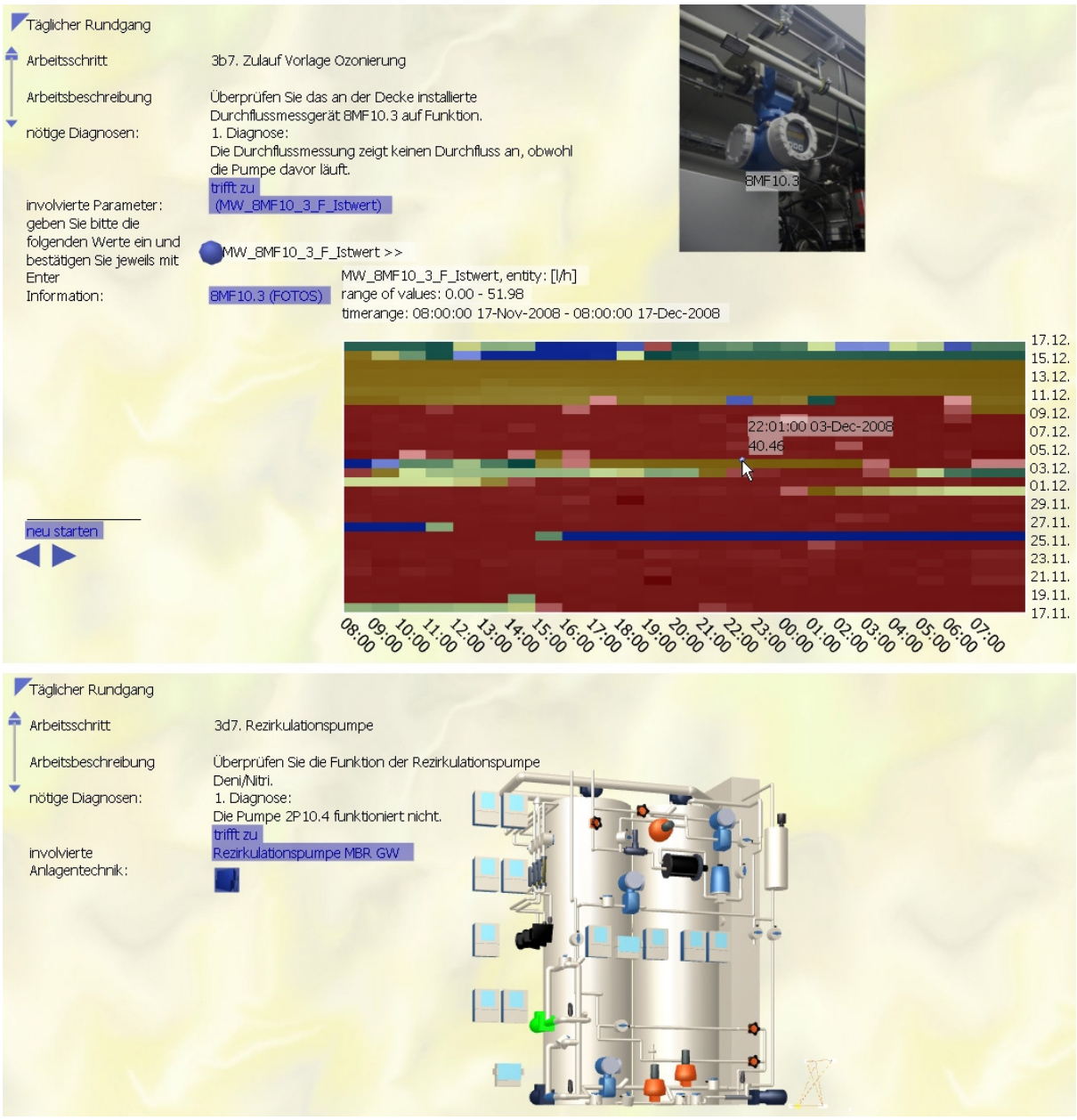


Abbildung 31: Zwei Ansichten aus dem geführten täglichen Wartungsrundgang

Abbildung 31 (oben) zeigt eine Ansicht aus dem Rundgang, bei der ein Foto zum Arbeitsschritt automatisch und das Diagramm des involvierten Parameters „on-demand“, d.h. nach einem Klick der Benutzerin auf den entsprechenden Link angezeigt wird. Abbildung 31 (unten) zeigt eine weitere Möglichkeit des Rundgangs: Ist in einem Arbeitsschritt in der Ontologie ein involviertes Element aus der Anlagentechnik verknüpft, so kann (auf Wunsch des Benutzers) innerhalb der 3D-Darstellung danach gesucht werden. Wird das Element gefunden, so öffnet sich die 3D-Darstellung in animierter Weise und markiert das gesuchte Element in grün.

Links zu verknüpften Informationen (beispielsweise PDF-Dokumente oder involvierte Anlagentechnik) kann mit Hilfe der Webbrowser-ähnlichen Visualisierung gefolgt werden. Ist in einem Arbeitsschritt die Überprüfung eines bestimmten Sachverhalts erforderlich (Diagnose), so ist in der Ontologie ein Diagnoseelement mit dem Arbeitsschritt verknüpft. In

der Visualisierung des Arbeitsschritts erscheint dann die Situationsbeschreibung des Diagnoseelements mit dem Link „trifft zu“. Wenn die Wartungsperson erkennt, dass die Beschreibung zutrifft, der Diagnosefall also eingetreten ist, erhält sie bei Klick auf den „trifft zu“-Link die im Diagnosesystem verfügbaren Informationen zu möglichen Ursachen und Lösungen des Problems.

Innerhalb des Rundgangs wurde die Möglichkeit geschaffen, Werte, die vom Hausmeister abgelesen werden sollen, über ein Eingabefeld (siehe Abbildung 31, oben) in der HANNAH-Rundgangs-Visualisierung einzulesen und diese dann am Ende des Rundgangs mit Namen des Hausmeisters und Datum automatisch in die dafür vorgesehene Excel-Tabelle zu schreiben.

8.3.3.7 Fernüberwachung über das Internet mittels Webcam

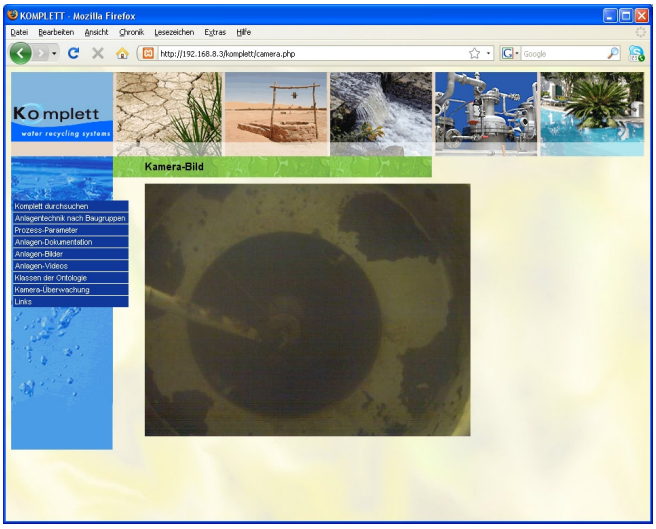


Abbildung 32: Bewegtes Originalbild der Webcam zur Kontrolle der Siebtrommel im SW-Prozess auf der Internetseite

Die Webcam basierte Kontrolle wurde als Beispiel integriert, da sich die Siebtrommel insbesondere in der Anfangszeit der Untersuchungen als das Bauteil erwiesen hat, welches am störanfälligsten war, und welches aufgrund der Charakteristik relativ einfach über Webcam kontrolliert werden konnte. Außer dem Webcam-Bild gibt es keine weiteren Kontrollindikatoren für die Funktionalität der Siebtrommel. Derzeit läuft die Siebtrommel sehr stabil. Ein weiterer möglicher Anwendungsfall ist die optische Kontrolle der Trübung und Färbung des aufbereiteten Wassers, welche beispielsweise ein Mal pro Woche erfolgen kann.

Das Live-Bild der Kamera ist über VPN (**V**itrual **P**rivate **N**etwork -) aus der Ferne zugreifbar. Es wird mit einem php-Skript automatisch stündlich ein Bild der Siebtrommel aufgezeichnet, sodass im Fehlerfall nachvollzogen werden kann, wann es zu Problemen kam. Über das Diagnosesystem (konfigurierbar über die formale Sprache) wird in regelmäßigen Abständen mit einer Bildanalyse überprüft, ob die Siebtrommel noch läuft. Dazu werden die Grauwerte des zuletzt aufgezeichneten und eines aktuellen Bildes der Kamera verglichen und pixelweise die Differenz gebildet. Um Helligkeitsschwankungen (z.B. durch flimmerndes Licht) auszugleichen werden nur Pixeldifferenzen über einem bestimmten Schwellwert betrachtet. Wenn die durchschnittliche Pixeldifferenz einen bestimmten Wert unterschreitet,

wird der Test noch fünfmal wiederholt, um sicherzugehen, dass das aktuelle Bild nicht zufällig die gleiche Phase der Rotation wie das Referenzbild zeigt. Ist auch der letzte Test unter dem Schwellwert, also alle aktuellen Bilder dem Referenzbild sehr ähnlich, so gibt das Diagnosesystem eine Meldung aus, da die Siebtrommel sehr wahrscheinlich steht. Theoretisch könnte diese Meldung auch per E-Mail verschickt werden. Sollten keine Feststoffe mehr am Rand der Trommel kleben, so kann dort beispielsweise eine große mitrotierende schwarze Markierung angebracht werden, sodass die Differenzberechnung weiterhin die gewünschten Ergebnisse liefert.

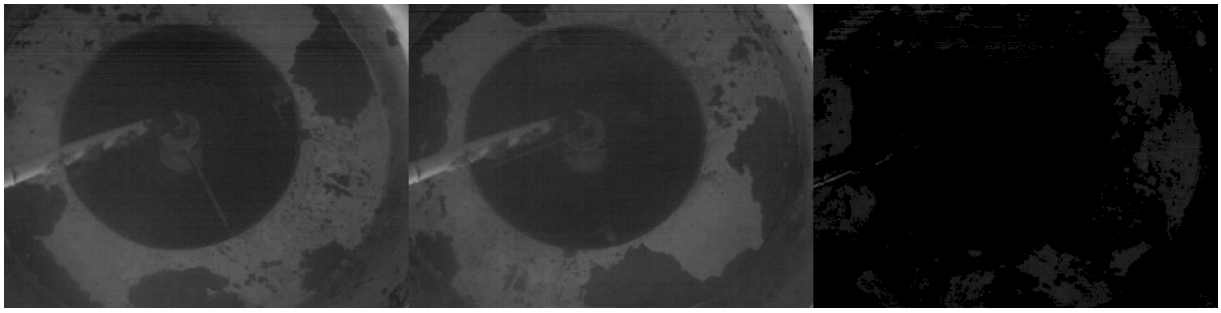


Abbildung 33: Links und Mitte: zwei aktuelle Kamerabilder (Grauwerte); rechts: Kontrolldifferenzbild

8.3.4 Systemschnittstellen, Komponenten, Datenbanken

Die Entwicklung eines Frameworks wie das oben beschriebenen HANNAH-Framework, das mit bestehenden Anwendungen und Schnittstellen (WinCC, OPC) kommuniziert, Daten in unterschiedlichsten Formaten integriert (Prozessdaten, Expertenwissen) und (auch aus der Ferne) kontext-sensitiv auf Benutzeranforderungen reagieren soll, muss zweckmäßige Schnittstellen und flexible, wieder verwendbare Komponenten beinhalten. Diese werden hier beschrieben.

8.3.4.1 Netzwerkstruktur

In dem lokalen Netzwerk in Oberhausen auf der Versuchsanlage, das in Zusammenarbeit mit ap-system engineering eingerichtet wurde, sind der WinCC-Rechner, der HANNAH-Rechner und die WebCam angeschlossen. Dabei wurden beide Rechner so eingerichtet, dass der Zugriff auf das WinCC und auch auf HANNAH sowohl lokal als auch aus der Ferne über Internet mittels VPN und VNC erfolgen kann.

VPN (**V**irtual **P**rivate **N**etwork) ist eine sichere, verschlüsselte Verbindung (Tunnel) über das Internet von einem Netzwerk (z.B. die Servicestation in Kaiserslautern) zu einem anderen Netzwerk (z.B. das lokale Netzwerk auf der Anlage). Nach dem Passwort-geschützten Einwählen per VPN in das Netzwerk auf der Anlage kann mit den dortigen Rechnern so kommuniziert werden, als seien sie Teil des lokalen Netzwerks.

VNC (**V**irtual **N**etwork **C**omputing) ist eine Möglichkeit, aus der Ferne auf einem Rechner zu arbeiten. Der Bildschirminhalt des entfernten Rechners wird in einem Fenster angezeigt und Maus- und Tastatureingaben werden an diesen Rechner gesandt. Dazu muss auf dem entfernten Rechner ein VNC-Server installiert sein und laufen und auf dem Rechner, von dem aus der Zugriff erfolgen soll, ein VNC-Viewer verfügbar sein. Ist die VPN-Verbindung

hergestellt, kann sowohl zum WinCC- als auch zum HANNAH-Rechner eine VNC-Verbindung aufgebaut werden. Damit ist die entfernte Analyse und Steuerung sowohl über das WinCC als auch über die HANNAH-Visualisierung möglich. Da die HANNAH-Visualisierung sehr Grafik-intensiv und auf schnelle Bildübertragung angewiesen ist, war dafür die Recherche nach einem speziellen VNC-Server und -Viewer nötig. Es wurde festgestellt, dass dies in annehmbarer Qualität und Geschwindigkeit mit dem TurboVNC-Viewer (2009) möglich ist. Dieser erlaubt das Anpassen der Bildqualität und die Skalierung der Ansicht inklusive Vollbildmodus. Da die Wartungsperson vor Ort die Aktionen eines per VPN/VNC eingeloggten Experten am Bildschirm verfolgen kann, ist so, wie in der Praxis erprobt, mit gleichzeitigem Telefonieren die persönliche Einweisung in die HANNAH-Visualisierung aus der Ferne möglich.

Auf dem WinCC-Rechner laufen neben der eigentlichen WinCC-Anwendung die PostgreSQL-Datenbank (2009) mit den historischen Prozessdaten und in regelmäßigen Abständen die SQLCatcher-Anwendung, die die Daten aus dem WinCC in der unabhängigen PostgreSQL-Datenbank sichert. Das SQLCatcher-Programm verwendet zum dekodieren der Daten aus dem WinCC eine Siemens-Komponente und kann daher aus Lizenzrechtlichen Gründen nicht auf dem HANNAH-Rechner ausgeführt werden. Die unten beschriebenen Programme OPCSave und GetProcessData können auf dem WinCC-Rechner gestartet werden, lassen sich bei hergestellter VPN-Verbindung jedoch auch von anderen Rechnern aus starten.

Auf dem HANNAH-Rechner läuft neben der HANNAH-Visualisierung mit integriertem Diagnosesystem eine PostgreSQL-Datenbank mit den Informationen aus der Ontologie und einigen Meta-Informationen sowie ein XAMPP-Webserver (2009), der das Starten der Web-Anwendung unter http://localhost erlaubt.

Das Bild der Web-Cam kann im lokalen Netzwerk oder per VPN auch von außerhalb unter der IP der Web-Cam aufgerufen werden.

8.3.4.2 Zugang zur Ontologie

Das Expertenwissen wird mit Hilfe des Ontologie-Editors Protégé (2008) in einer Ontologie strukturiert und semantisch verknüpft. Die daraus exportierte RDF-Datei kann mittels des leicht veränderten RSSDB-Tools (2006) (Java) in eine SQL-Datenbank überführt werden (PostgreSQL, 2009). Dies ermöglicht den uniformen Zugriff auf die heterogenen Daten von beliebigen Anwendungen (z.B. HANNAH-Visualisierung oder Web-Anwendung) aus.

Die von RSSDB angelegte Datenbankstruktur enthält für jede Klasse in der Ontologie eine Tabelle tc<x>, wobei x der Zahlencode der Klasse ist, der aus Tabelle t1000000000 ablesbar ist, und für jede Eigenschaft eine Tabelle tp<y>, wobei y der Zahlencode der Eigenschaft ist, der aus Tabelle t2000000000 ablesbar ist. In tc Tabellen stehen die Instanzen der Klasse und aller Unterklassen. Um schnell entscheiden zu können, welche Instanzen zur Klasse selbst und welche zu Unterklassen gehören, fügt das selbst implementierte Programm AddColumn den Zahlencode der eigentlichen Klasse in einer zweiten Spalte in allen tc-Tabellen hinzu. Die tp-Tabellen enthalten in der ersten Spalte die Instanz, die durch die Eigenschaft beschrieben wird und in der zweiten Spalte entweder den Wert der Eigenschaft (Text oder Zahlenwert) oder eine andere Instanz, wenn die Eigenschaft eine Relation

zwischen zwei Instanzen beschreibt. Diese Datenbankstruktur ermöglicht das schnelle Abfragen von semantischen Informationen aus der Ontologie.

8.3.4.3 Datenbanken

Neben der Ontologie-Datenbank gibt es weitere Datenbanken, die im Projekt eine Rolle spielen. In einer Datenbank werden die Informationen zum modularen Aufbau der 3D-Visualisierung (Position, Orientierung, Eigenschaften der Einzelkomponenten und deren hierarchischer Aufbau) gespeichert. Eine weitere Datenbank enthält alle historischen Prozessdaten. Diese Datenbank wurde nach dem Technikumsbetrieb mit einem anderen Index neu angelegt, um die Daten aus Kaiserslautern getrennt von denen in Oberhausen analysieren zu können. Weiter unten wird beschrieben, wie die Daten in diese Datenbank geschrieben werden. Der Zugriff auf diese Daten erfolgt direkt von der HANNAH-Visualisierung aus zur Darstellung in Diagrammen oder über die ebenfalls unten beschriebene graphische Benutzeroberfläche, die das Exportieren der historischen Daten in Text- oder Excel-Dateien ermöglicht. Eine weitere Datenbank ordnet die einzelnen Komplett-Anlagen (Kaiserslautern, Oberhausen, ...) den entsprechenden historischen Datenbanken zu. Die Datenbank zum Cased-Based-Reasoning enthält Tabellen, die Situationen, Aktionen und deren Abhängigkeit voneinander beschreiben, sowie die Tabelle, die Referenz-Situationen mit Referenz-Aktionen sowie neu gelernte Situationen mit angepassten Aktionen enthält.

8.3.4.4 OPC-Schnittstelle

Die Abfrage von Prozessdaten und die Steuerung der Anlage erfolgt über eine OPC-Schnittstelle. Dazu wurde ein OpenSource OPC-DA-Client (2009) benutzt und angepasst.

Die Planung und Definition der Systemschnittstellen erfolgte in Zusammenarbeit mit ap System engineering und sieht eine Server-Client-Architektur auf Basis der OPC-Spezifikation vor. OPC (Openess, Productivity, Collaboration bzw. OLE for Process Control (OLE wiederum steht für Object Linking and Embedding)) ist eine standardisierte Schnittstelle für den Datenaustausch. Obwohl es sich bei OPC um eine „offene“ Schnittstelle handelt und große PDF-Dokumente zur Beschreibung der Schnittstelle zur Verfügung stehen, sind weitergehende Hilfen und Beispiele, die ohne vorherige Erfahrung mit der Schnittstelle nötig sind, um Fortschritte machen zu können, meist nur gegen Aufpreis verfügbar. So konnte als Beispiel der freien Nutzung der „freien“ Schnittstelle im Wesentlichen nur der oben genannte OpenSource-Client gefunden werden. Dieser hatte zu Beginn des Projekts noch einige Probleme und lief instabil, was sich im Laufe des Projekts gebessert hat. Es wurde festgestellt, dass dieser OpenSource OPC-Client nur dann funktioniert, wenn auf dem Rechner ein anderer Freeware-OPC-Client installiert ist (vermutlich wegen Abhängigkeit von irgendwelchen Bibliotheken oder besonderen Konfigurationen des Betriebssystems, die durch die Installation des Freeware-Clients eingerichtet sind). Das wegen der spärlich zur Verfügung stehenden Dokumentation mühevolle Konfigurieren der beiden Rechner auf der Anlage für die Kommunikation über die OPC-Schnittstelle erfolgte ebenfalls in Zusammenarbeit mit EC/ap.

Um von den Feinheiten des OpenSource-DA-Clients (DA steht für Data Access) zu abstrahieren, wurde eine C++ Bibliothek geschrieben, die Methoden zum Auslesen von

aktuellen Werten über die Schnittstelle und zum Setzen von neuen Werten (Steuern der Anlage) bietet. Diese Bibliothek wird dann in der HANNAH-Visualisierung genutzt, um mittels einfacher Methodenaufrufe beispielsweise im Diagnosesystem aktuelle Werte abfragen zu können oder in der 3D-Ansicht der Anlage steuernd auf einzelne Komponenten wie Pumpen einwirken zu können. Eine große Schwierigkeit bestand dabei darin, von den Experten brauchbare Informationen darüber zu bekommen, welche Items (Name von Messparametern, Steuer- oder Regelgrößen, unter dem die jeweilige Größe über OPC abgefragt werden kann) welche Zwecke erfüllen. Dies trifft insbesondere auf die Steuerung und Regelung zu, bei der beispielsweise zur Kontrolle einer Pumpe etwa zehn sich gegenseitig beeinflussende Items zu beachten sind.

8.3.4.5 Weitere Bibliotheken

Neben der Bibliothek zur Kapselung der Kommunikation über die OPC-Schnittstelle und einer Bibliothek zur Vereinfachung der Kommunikation mit Datenbanken, wurden weitere Bibliotheken implementiert, um Schnittstellen oder spezielle Teilbereiche der Visualisierung von der eigentlichen Anwendung zu trennen und so modular und wieder verwertbar zu gestalten.

Die Bibliothek AVILib kapselt Funktionalitäten zum Abspielen und Aufzeichnen von Videos innerhalb einer OpenGL-Anwendung (hier HANNAH). Damit können zum Einen AVI-Videos direkt in der Visualisierung abgespielt werden. (Diese Möglichkeit wurde nicht mehr genutzt, da das Abspielen von Videos in einem externen Player, dessen Fenster je nach Bedarf verschoben werden kann, gegenüber der integrierten Version keine erkennbaren Nachteile aufweist.) Zum Anderen kann der Benutzer der HANNAH-Visualisierung per Knopfdruck seine Aktionen in der HANNAH-Visualisierung als Video aufzeichnen, um sie beispielsweise als Lehrmaterial im Rahmen eines Tutorials zur Einarbeitung von Laien zur Verfügung zu stellen.

Die Bibliothek TextInGrapic kapselt unterschiedliche Techniken und Möglichkeiten Text innerhalb einer OpenGL-Anwendung darzustellen. Neben den drei grundlegenden Techniken (Bitmap, Textur, Outline) und dem Laden von Schriften stehen Funktionalitäten zum zentrierten und links- oder rechts-ausgerichteten Schreiben in der jeweiligen Technik zur Verfügung.

Die Bibliothek TimeKit stellt Möglichkeiten zur Konvertierung von Zeitpunkten oder Zeitintervallen zwischen unterschiedlichen Zeit-Speicher-Formaten zur Verfügung. Außerdem bietet sie Möglichkeiten Zeitstempel je nach Bedarf unterschiedlich als Text zu formatieren (Uhrzeit, Tag und Monat, Monat und Jahr,...). Zeitstempel können verglichen (<,>) und manipuliert (+, -, Interpolation) werden. Zu einem Zeitstempel kann die nächst niedrigere oder höhere Einheit (z.B. ganze Stunde) ermittelt werden. Diese Funktionalitäten sind beispielsweise bei der Erzeugung der Achsenbeschriftung von Diagrammen von Bedeutung. Da die Zeitstempel im WinCC und damit auch in unserer Datenbank im UTC-Format (Koordinierte Weltzeit) abgelegt werden, die Benutzer der intuitiven Visualisierung oder des GetProcessData-Tools jedoch Angaben in der Ortszeit wünschen, sind zusätzlich Zeitstempel-Konvertierungsfunktionen zwischen Ortszeit und UTC implementiert.

Die Bibliothek XLSLib kapselt Funktionalitäten zur Erzeugung und Befüllung von Excel-Tabellen aus C++-Anwendungen. Diese Bibliothek wird im Rahmen des Rundgangs benutzt,

bei dem der Hausmeister aktuelle Werte einzelner Geräte abliest, in HANNAH einträgt und diese dann zusammen mit Datum und Name des Hausmeisters automatisch gesammelt in eine Excel-Tabelle eingetragen werden. Die Tabelle ermöglicht eine übersichtliche Plausibilitätskontrolle und Überwachung der aufgenommenen Parameter.

8.3.4.6 Mobile Telefonie vor Ort, Videotelefonie, direkte Hilfe aus dem Servicecenter

Vor dem Hintergrund der erfolgreichen telefonischen Einweisung einer Person vor Ort oder der visuellen Übermittlung von Problemen in der Anlage wurde die Nutzung einer VoIP-Software (Voice over IP – Internettelefonie) erprobt. Ziel dabei war es, dem Nutzer ständigen und mobilen Zugriff auf einen entfernten Experten zu ermöglichen. Dies wurde dadurch realisiert, dass die Software direkt auf dem Handheld-PC installiert wurde, welcher über eine WLAN-Verbindung (WLAN – Wireless Local Area Network) auf der Anlage Verbindung zum Internet aufnehmen kann. Der im Projekt angeschaffte Handheld-PC verfügt dabei über die benötigten Audiofunktionalitäten - Lautsprecher und Mikrophon. Darüber hinaus ermöglicht eine integrierte Digitalkamera die Übertragung von Standbildern und Echtzeitsequenzen, die zur Fehlererkennung und –analyse herangezogen werden können.

Als VoIP-Dienst wurde Skype (2009) gewählt, welcher alle oben genannten Funktionen unterstützt und kostenlos im Internet zur Verfügung steht. Problemlose und einwandfreie Audio-Kommunikation von jedem Ort innerhalb der KOMPLETT-Anlage mit einem entfernten Experten am Standort Kaiserlautern als ‚Servicezentrale' waren jederzeit möglich, ebenso das Versenden von Dateien wie z.B. Bilder der Anlage. Lediglich die Echtzeit-Videoverbindung war nicht immer zuverlässig nutzbar. An einigen Tagen erfüllte sie aufgrund extremer Zeitverzögerungen nicht die Erwartungen – an anderen, war die Qualität der Übertragung annehmbar und nutzbar. Diese Unterschiede können zum Einen an schwankenden Verbindungsstärken zum Internet und zum Anderen an temporären Überlastungen bei Skype liegen. Mit dem Wechsel zu einem kostenpflichtigen und zuverlässigeren VoIP-Dienst und einer schnelleren Internetanbindung könnten diese Schwierigkeiten sicher ausgeräumt werden.

8.3.4.7 Webanwendung

Mit relativ geringem Arbeitsaufwand wurde eine php-Web-Anwendung entwickelt, die Teile der Funktionalität der HANNAH-Visualisierung zur Verfügung stellt. Ziel dabei war, die Übertragbarkeit der entwickelten Konzepte der semantischen Verwaltung von Expertenwissen in einer Ontologie, der weiteren Datenbanken und der Art der Abfrage von Informationen aus diesen Datenbanken sowie der Darstellung dieser Informationen auf unterschiedliche Anwendungstypen (C++/OpenGL-Anwendung, Web-Anwendung) zu zeigen. So konnten die gleichen SQL-Anfragen an die Datenbank, die das Expertenwissen aus der Ontologie enthält, wie sie in der HANNAH-Visualisierung genutzt werden, zur strukturierten Darstellung dieses Wissens oder zum Durchsuchen der Expertenwissensbasis eingesetzt werden.

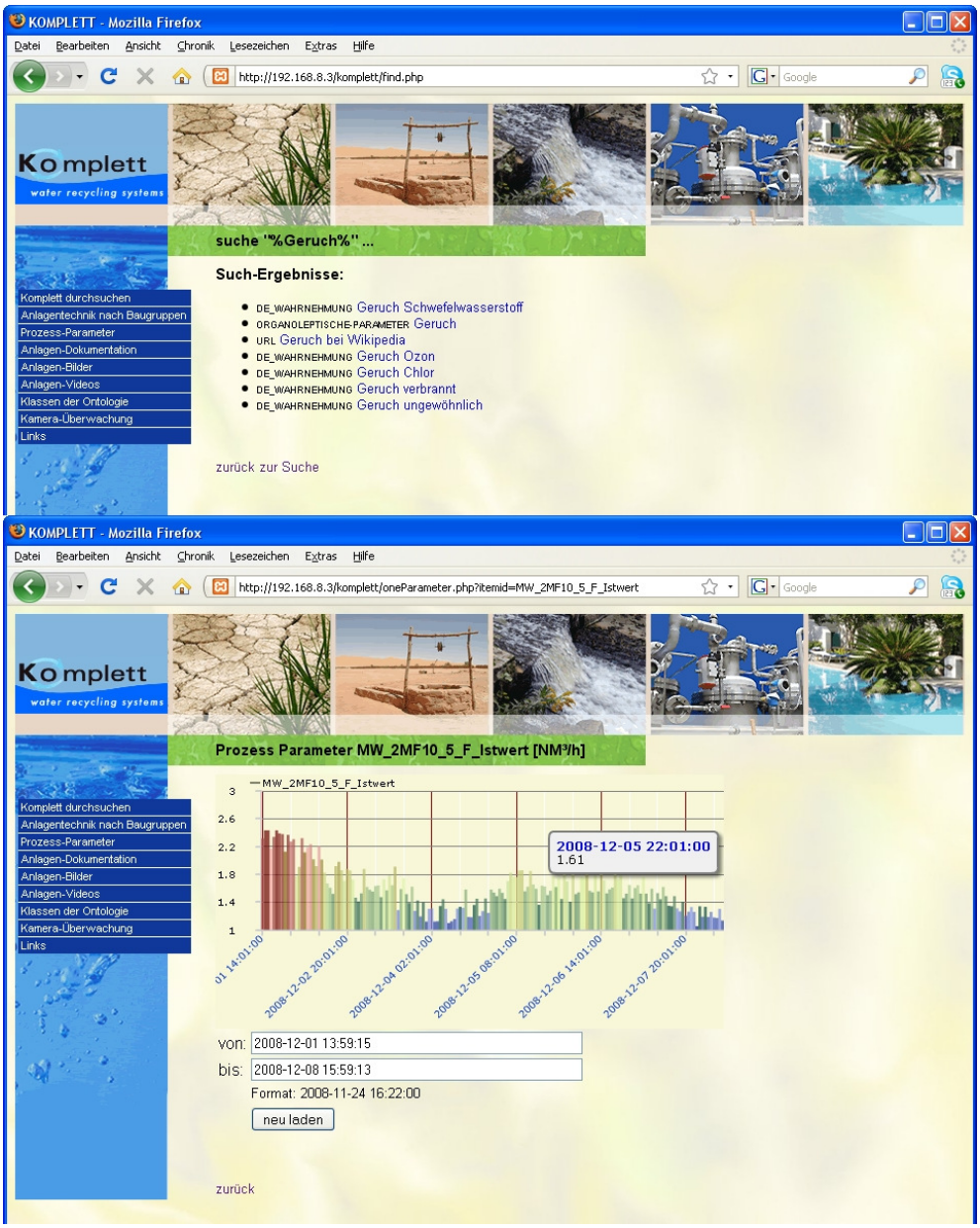


Abbildung 34: Oben: Suchergebnis beim Suchen in der Ontologie; unten: Darstellung von Prozesswerten mit Hilfe von OpenFlashChart

Zur Prozessdatenvisualisierung über das Web-Interface wurden die Möglichkeiten von Flash getestet. Bestehende OpenSource-Flash Komponenten aus dem Open Flash Chart-Projekt (2009) wurden so erweitert und verändert, dass die resultierenden Graphen an die aus HANNAH erinnern.

8.3.4.8 Semantic MediaWiki

Ein weiteres Beispiel dafür, dass auf der Basis der Ontologie schnell unterschiedlichste Anwendungen entstehen können ist das Semantic MediaWiki (2009) und dessen Nutzung für die Komplett-Ontologie. Das Semantic MediaWiki basiert auf der MediaWiki-Software, die auch für Wikipedia eingesetzt wird. Das Semantic MediaWiki liefert Erweiterungen, um die einzelnen Seiten analog zu den Instanzen einer Ontologie mit Attributen auszustatten,

Klassen zuzuordnen und in Relation zu anderen Instanzen zu setzen. Das Semantic MediaWiki bietet bisher keine integrierte Möglichkeit zum Importieren bereits bestehender Ontologien, sondern nur Hinweise für eine eigene Realisierung. Darauf aufbauend wurde ein Python-Script (unter http://semantic-mediawiki.org/wiki/Help:Data_import_with_a _script ganz unten verlinkt) geschrieben, das es ermöglicht, beliebige Ontologien im rdf-Format, also auch die Komplett-Ontologie, zu importieren.

Das Ergebnis dieses Import-Vorgangs wurde getestet und als ergänzendes Werkzeug für Anwendungsexperten für interessant befunden. Mit Hilfe dieser Webseite kann ein Experte Übersicht über die Ontologie gewinnen, sie auf Vollständigkeit und Korrektheit überprüfen, nach bestimmten Attributen, Klassen, Instanzen oder Relationen suchen und andere semantische Anfragen ausführen. Noch hilfreicher wäre es, wenn über das Editieren in dem Wiki direkt die Ontologie verändert werden könnte. Da keine weiteren Erkenntnisse aus diesem Experiment zu erwarten waren, wurde der Ansatz nicht weiter verfolgt.

8.3.4.9 Weitere Anwendungen im Umfeld der HANNAH-Visualisierung

SQL-Catcher

Der SQLCatcher ist ein C++-Konsolen-Programm, das in regelmäßigen Abständen über die Windows-Tasks aufgerufen wird, um historische Daten (Messgrößen, Steuer- und Regeleinstellungen) aus dem WinCC-OPC-Archiv in die PostgreSQL-Datenbank (2009) zu übertragen. Was nach einer unnötigen Redundanz klingen mag, ist jedoch zur Entwicklung vom WinCC unabhängiger Werkzeuge nötig, um einen zeitlich umfassenden, einfachen und einheitlichen Zugang zu den Daten von unterschiedlichen Anwendungen aus zu ermöglichen.

Im WinCC werden die historischen Daten je nach Zeitraum in unterschiedlichen Datenbanken gespeichert, die nach einiger Zeit automatisch gelöscht werden, was Langzeitanalysen erschwert. Zusätzlich sind die Werte in sogenannte S- und F-Archive aufgeteilt. S-Archive bleiben länger erhalten als F-Archive. In der zu Beginn des Projekts benutzten WinCC-Version konnten wenigstens die Daten aus dem S-Archiven über SQL-Abfragen ausgelesen werden, während die Daten in den F-Archiven binär verschlüsselt waren. Nach einem WinCC-Update waren sowohl S- als auch F-Archive binär verschlüsselt und das Auslesen der Daten musste neu implementiert werden. Dazu war die Anschaffung einer weiteren WinCC-Komponente zum Entschlüsseln der binären Daten notwendig. Wie alle im Projekt bearbeiteten Schnittstellen zum WinCC war auch diese gar nicht bis sehr dürftig dokumentiert. Mit Hilfe der neuen Komponente konnte ein kleines Visual Basic-Tool implementiert werden, das die Binär-Daten auslesen kann. Dieses wurde dann in den SQL-Catcher integriert, sodass dieser wieder die Daten aus dem WinCC in die PostgreSQL-Datenbank übertragen konnte.

In der PostgreSQL-Datenbank sind die Daten nicht nach Zeitintervallen, sondern nach Parametern in Tabellen verteilt, sodass zu beliebigen Zeiträumen Daten abgefragt werden können, was Langzeitanalysen erleichtert. Da die HANNAH-Visualisierung die Möglichkeit bietet, in Diagrammen zwischen Minutenmittelwerten, Stundenmittelwerten und Stundensummenwerten zu wählen, legt der SQL-Catcher zusätzlich zu den Original-

Minutenwerten Tabellen für Stundenmittel- und Stundensummenwerte an, sodass diese bei Bedarf nicht erst berechnet werden müssen.

GetProcessData

Die oben beschriebenen Möglichkeiten, über die PostgreSQL-Datenbank Messwerte aller verfügbaren Parameter über lange Zeiträume hinweg abzufragen, ist eine essentielle Notwendigkeit für Analysen der Funktionalität und Effektivität der Anlage durch Experten der Siedlungswasserwirtschaft. Um diesen den Zugang zu den Daten zu ermöglichen, wurde eine kleine Anwendung (GetProcessData) mit einer graphischen Benutzeroberfläche (siehe Abbildung 35) entwickelt. Die Anwendung ist in C++ implementiert, die graphische Oberfläche wurde mit Hilfe des Plattform-unabhängigen Qt-Frameworks (Trolltech, 2009) realisiert.

GetProcessData kann die gewählten Parameter in gewählten Zeiträumen mit einem gewählten Verdichtungsmodus (Originaldaten, 3-Minuten-Mittel, Stundenmittel, 15-Minuten-Summe, ...) wahlweise als Textdateien oder als Excel-Tabellen exportieren. Zum Exportieren in Excel-Tabellen war das Einarbeiten in dafür vorgesehene C++-Funktionalitäten und das Entwickeln einer eigenen Bibliothek, die die benötigten Funktionalitäten kapselt, nötig.

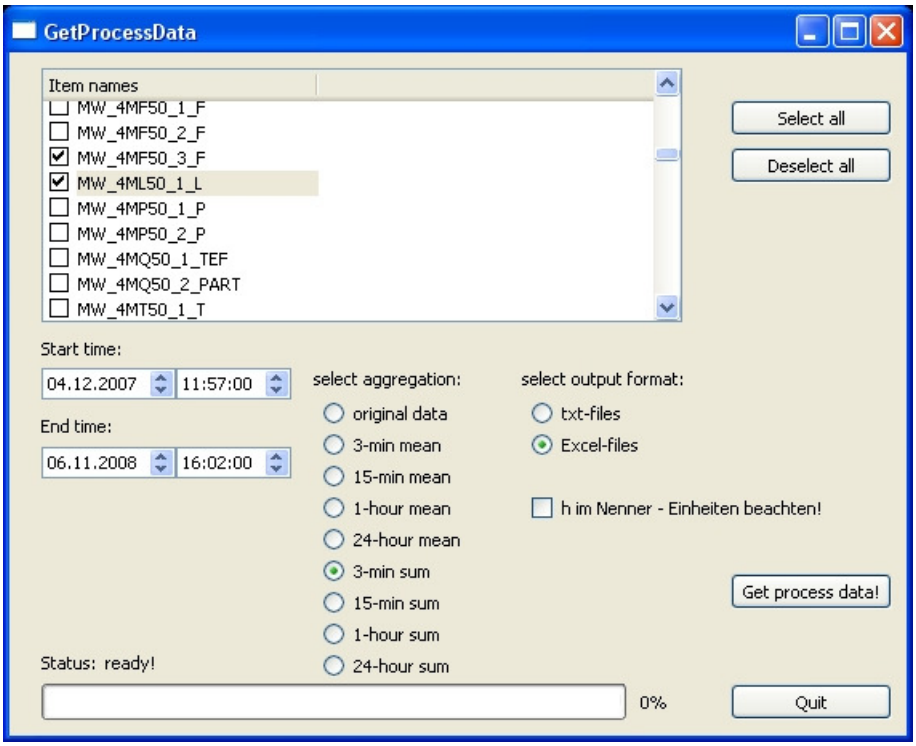


Abbildung 35: Graphische Nutzeroberfläche von GetProcessData

OPCSave

Während der schrittweisen Inbetriebnahme, Anpassung und Optimierung der Anlage werden immer wieder zahlreiche Steuer- und Regeleinstellungen verändert. Um diese bei einem Totalausfall der Anlage mit Verlust der Einstellungen oder bei versehentlichen

Fehleinstellungen wieder herstellen zu können, wurden in der Vergangenheit alle Einstellungen von Mitarbeitern von EnviroChemie händisch in Tabellen gesichert.

Das in C++ implementierte Kommandozeilen-Programm OPCSave automatisiert diese Arbeit. In einer Konfigurationsdatei werden die Namen der Steuer- und Regeleinstellungen (Items), die gesichert werden sollen, hinterlegt. Mit dem Option „-save“ aufgerufen, fragt OPCSave alle aktuellen Einstellungen dieser Items über die OPC-Schnittstelle ab und schreibt sie zusammen mit der Bezeichnung der jeweiligen Einstellung in eine Textdatei. Bei Totalausfall kann mit der Option „-restore“ bewirkt werden, dass die zuletzt gesicherten Einstellungen über die OPC-Schnittstelle wieder als aktuelle Einstellungen gesetzt werden.

8.3.5 Spezielle Hardware

Im Rahmen des Projekts wurde spezielle Hardware auf ihre Nützlichkeit getestet.

8.3.5.1 Handheld

Das es sich bei der KOMPLETT-Anlage um eine dezentrale High-Tech-Anlage handelt, also ein Laie die komplexe Technik täglich warten muss, ist dieser auf möglichst umfassende technische Hilfe angewiesen. Um Hilfestellungen wie die HANNAH-Visualisierung direkt am Ort des Problems zur Verfügung zu haben, wurde der Einsatz eines mobilen Geräts beschlossen. Das eingesetzte Samsung Q1 bietet zudem die Möglichkeit, über eine Wireless-LAN-Verbindung, VoIP und mit Hilfe der eingebauten Kamera von jedem Punkt der Anlage aus einen Experten zu kontaktieren und diesem Live-Bilder von der Anlage zu senden.

Abbildung 36: Ansicht des geführten Anlagenrundgangs mit großer Schrift auf dem Handheld

Abbildung 36 zeigt den Handheld mit einer Ansicht des Rundgangs und vergrößerter Schrift (zum Vergleich Abbildung 31). Um zu dieser Ansicht zu gelangen, startet die Wartungsperson mit dem TurboVNC-Viewer eine VNC-Verbindung zum HANNAH-Rechner. Die Größe des VNC-Fensters sollte auf „Auto“ geschaltet werden, damit sich die Größe der Ansicht der des Bildschirms anpasst. Mit der Wahl der Vollbild-Option kann ein zusätzlicher Fensterrahmen verhindert werden. Im VNC-Fenster kann dann die HANNAH-Visualisierung gestartet und im Konfigurationsmenü (Abbildung 5) auf die größte Schriftgröße geschaltet werden. Die größere Schrift ist nötig, da die Ansicht durch die Skalierung auf den kleinen Bildschirm stark verkleinert wird und das Lesen der Schrift in der Standardschriftgröße daher schwierig wird.

Es wurden unterschiedliche Möglichkeiten der Visualisierung für das kleine (mobile) Geräte untersucht. Die Herausforderung bestand dabei nicht nur in der kleineren Bildschimgröße, sondern auch im geringeren Funktionsumfang der Graphikkarte und der geringeren Geschwindigkeit. Aus diesen Gründen war es nicht möglich, die HANNAH-Visualisierung direkt auf dem Q1 auszuführen. Zunächst wurde eine Version von HANNAH getestet, die auf die nicht zur Verfügung stehenden Grafikmöglichkeiten verzichtet. Zusätzlich wurde mit Netzwerklösungen experimentiert, bei denen der Q1 von Rechnern im Netzwerk Unterstützung für einzelne graphische Aufgaben erhält. Beides war grundsätzlich möglich, jedoch wegen der geringeren Prozessorleistung des Q1 trotz allem recht langsam und mit einigem Entwicklungsaufwand verbunden. Die nun genutzte Lösung mit dem TurboVNC-Viewer ist dagegen ohne zusätzlichen Entwicklungsaufwand verfügbar und ermöglicht Interaktion mit der HANNAH-Visualisierung in annehmbarer Geschwindigkeit. Nachteil dieser Lösung ist, dass nur nur eine Person zu einer bestimmten Zeit auf diese Weise mit der Visualisierung interagieren kann. Alle weiteren Personen, die sich per VNC mit dem HANNAH-Rechner verbinden, sehen die Aktionen der ersten Person.

Da beim praktischen Einsatz des Q1 vom Personal in Oberhausen (unabhängig von der HANNAH-Visualisierung) Schwierigkeiten in der Bedienung festgestellt wurden, wurden einige Hinweise zur Bedienung des Q1 ausgearbeitet und den Betroffenen zur Verfügung gestellt. Diese Hinweise beinhalten unter anderem Möglichkeiten mit dem TurboVNC-Viewer, Konfiguration spezieller Tastenbelegungen des Q1 zur Erleichterung der Interaktion, Excel-Zoom und die Windows-Bildschirmlupe.

8.3.5.2 4-Monitor-Lösung

Ganz andere Anforderungen an die Aufgaben optimal unterstützende Hardware werden vom KOMPLETT-Servicecenter gestellt. Im zentralen Servicecenter sitzen laut Konzeption Experten, die die dezentralen KOMPLETT-Anlagen überwachen und bei Problemen des Wartungspersonals auf der Anlage aus der Ferne Hilfestellungen geben. Um eine oder gar mehrere der komplexen Anlagen überwachen zu können, bieten sich Mehrmonitorlösungen an.

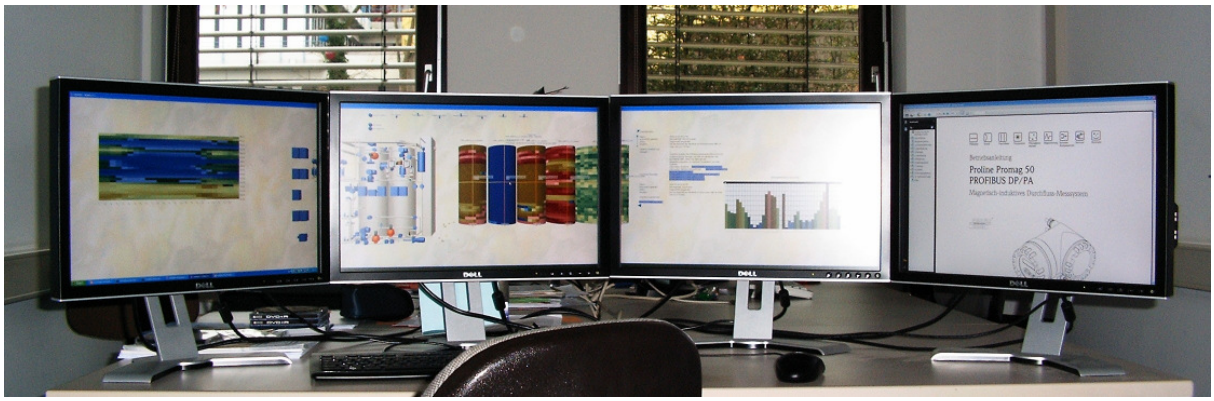


Abbildung 37: Mehr Überblick durch die 4-Monitor-Lösung

Abbildung 37 zeigt die HANNAH-Visualisierung, die auf einem Rechner mit zwei Graphikkarten und vier angeschlossenen Monitoren läuft. Beispielhaft wurde hier das Fenster der HANNAH-Visualisierung auf drei Monitore ausgedehnt, um unterschiedliche semantische Perspektiven wie die 3D-Ansicht, Diagramme und das Diagnosesystem gleichzeitig betrachten zu können. Auf dem vierten Monitor ist ein PDF-Dokument zu lesen. So ist es einfacher möglich, Zusammenhänge zu erkennen und die Übersicht zu behalten.

8.3.6 Evaluation

Die Evaluation der HANNAH-Visualisierung und des Diagnosesystems erfolgte iterativ. Das bedeutet, dass kontinuierlich während der Entwicklung um Feedback von Experten und anderen Anwendern geboten wurde, um die daraus gewonnen Informationen rechtzeitig in den Entwicklungsprozess einfließen lassen zu können. Kontinuierliche Evaluation ist auch aus einem anderen Grund hilfreich: Anwender wissen zu Beginn meist nicht genau, was sie eigentlich wollen. Können sie erste Entwicklungsergebnisse sehen, so können Sie leichter sagen, ob dies den eigenen Vorstellungen entspricht oder nicht.

Eine kurze Anleitung zur Bedienung von HANNAH sowie eine einfache Möglichkeit, die beim Testen gewonnen Eindrücke festzuhalten, finden sich in dem eigens dafür eingerichteten Wiki (http://www.einsfeld.de/komplett/wiki - Edit-Passwort: hannah).

Allgemeine Verbesserungsvorschläge und persönliche Präferenzen wurden nach Rücksprache eingearbeitet. Es fand dabei nicht nur ein Austausch mit den am Forschungsprojekt Beteiligten, sondern auch mit der gesamten Arbeitsgruppe Siedlungswasserwirtschaft an der TU Kaiserslautern, sowie Experten im Rahmen von internationalen Konferenzen statt.

Aufgrund dieser Evaluation wurde HANNAH iterativ auf verschiedene Weise angepasst: Zur besseren Lesbarkeit wurde die Darstellungsart von Beschriftungen verbessert und ein anderer Hintergrund gewählt. Das Regenbogenfarbschema der Diagramme wurde verändert, sodass weniger Farben und zusätzlich Helligkeit eine schnellere und korrektere Interpretation erlauben. Zur leichteren Bedienung und Navigation wurden Menüs hinzugefügt.

Beim Tag der offenen Tür am 25.11.2008 in Oberhausen wurde das Konzept der in die 3D Ansicht integrierten Informationen und Steuerungsmöglichkeiten von der anwesenden Fachöffentlichkeit als sehr positiv und nützlich beurteilt. Zu den Diagrammdarstellungen (z.B.

ColorRolls) waren zunächst in einer ersten Reaktion skeptische bis ablehnende Haltungen erkennbar. Nach einer kurzen Erklärung wurde das Konzept von den meisten schnell verstanden und für interessant bis sehr hilfreich befunden.

8.3.7 Anwendbarkeit und Übertragbarkeit in die Praxis

Die Grundelemente der HANNAH-Visualisierung und das Diagnosesystem sind leicht auf andere Systeme (bspw. dezentrale Kläranlagen; aber auch konventionelle kommunale und industrielle Kläranlagen) nach einer entsprechenden Anpassung zu übertragen. Vergleichbare Aufgabenstellungen ergeben sich auch bei sämtlichen industriellen Fertigungsprozessen. Die Ontologie und das 3D-Modell müssten dann auf die spezifische Aufgabenstellung angepasst werden. Die Visualisierung und die Komponenten des Diagnosesystems können dank Framework-Architektur schnell und flexibel adaptiert werden. Die Kosten für eine Anpassung lassen sich global nicht abschätzen, da diese von der Art der Anlage abhängen. Bei der Installation auf zum KOMPLETT-Projekt ähnlichen Anlagen dürfte der Aufwand des Anpassens der Visualisierung und des Diagnosesystems jedoch verhältnismäßig gering sein. Die Installation selbst kann an einem Arbeitstag erledigt werden.

Bei der Entwicklung des HANNAH-Systems wurde darauf geachtet, dass es bereits auf heutigen Standardrechnern lauffähig ist (der verwendete Grafikchipsatz muss dabei beachtet werden). Die minimal notwendigen Hardwarekosten (z.B. für ein in Elektrofachgeschäften erhältlichen Notebooks) liegen daher deutlich unter 1000 Euro.

Literaturverzeichnis

Agrawala M., Phan D., Heiser J., Haymaker J., Klingner J., Hanrahan P., Tversky B. (2003): Designing effective step-by-step assembly instructions, ACM Trans. Graph..

Ankerst M., Kaim D., Kriegel H.P. (1996): Circle segments: A technique for visually exploring large multidimensional data sets, in: Visualization ’96, San Francisco.

Apachefriends (2009): XAMPP – ein Apache-Webserver, aufgerufen unter: http://www.apachefriends.org/de/xampp.html, Stand: 03.04.2009.

Bauer B., Jolicoeur P., Cowan W.B. (1999): Convex hull test of the linear separability hypothesis in visual search, Vision Research.

Blender Foundation (2009): Free open source 3D content creation suit, aufgerufen unter: http://www.blender.org/, Stand: 03.04.2009.

boost::spirit (2009): Ein objekt-orientiertes rekursiv absteigendes Parser-Framework implementiert mit Template-Metaprogrammierungstechniken, aufgerufen unter: http://spirit.sourceforge.net, Stand: 03.04.2009.

Bosca A., Bonino D., Pellegrino P. (2005): Ontosphere: more than a 3d ontology visualization tool, in: SWAP.

Brown J., McGregor A. (2000): Network performance visualization: Insight through animation, in: Proc. Of PAM 2000, S. 33-41.

Cabezut-Boo O., Sanchez-Aguilar A. (1999): Towards an Ontology of Wastewater Treatment Plants: the Identification Phase, Environmental Modelling & Software 14 (1999) 401-408.

Card S. K., Mackinlay J. D., Shneiderman B. (1999): Readings in Information Visualization: Using Vision to Think, Academic Press.

Ceccaroni, L. (2001): OntoWEDSS – An Ontology-based Environmental Decision-Support System for the management of Wastewater treatment plants; PhD thesis, Universitat Politecnica de Catalunya.

Ceccaroni L., Cortés U., Sànchez-Marrè M. (2004) : Ontowedss: aumenting environmental decision-support systems with ontologies, Environmental Modelling and Software.

Chi E. H., (2000): A taxonomy of visualization techniques using the data state reference model, in: INFOVIS '00, Proceedings of the IEEE Symposium on Information Visualization.

Cosgrove D. (1999): Mappings, Reaktion Books.

Dachselt R. (2000) Action spaces - a metaphorical concept to support navigation and interaction in 3d interfaces, in Workshop ’Usability Centred Design and Evaluation of Virtual 3D Environments’.

DIN 25419 (1985): „Ereignisablaufanalyse“.

DIN 25424, Teil 1 (1981) und Teil 2 (1990): „Fehlerbaumanalyse“.

DIN EN 60812 (2006): „Analysetechniken für die Funktionsfähigkeit von Systemen – Verfahren für die Fehlerzustandsart- und –auswirkungsanalyse (FMEA)“.

DIN EN 61025 (2007): “Fehlzustandsbaumanalyse”.

Einsfeld K., Agne S., Deller M., Ebert A., Klein B., Reuchling C. (2006): Dynamic visualization and navigation of semantic virtual environments, IV '06: Proceedings of the 10th Internetional Conference on Information Visualization, IEEE Computer Society.

Estublier J., Dami S., Amiour A. (1997): Apel: A graphical yet executable formalism for process modelling.

Fekete J.-D., Plaisant C. (2002): Interactive information visualization of a million items, in INFOVIS '02, Proceedings of the IEEE Symposium of Information Visualization.

Fluit C., Sabou M., van Harmelen F. (2003): Supporting user tasks through visualisation of light-weight ontologies.

FreeImage (2009): Open Source library project for the support of pupular graphics image formats, aufgerufen unter: http://freeimage.sourceforge.net/, Stand: 03.04.2009.

Gibson J. J. (1979): The Ecological Approach to Visual Perception. Lawrence Erlbaum Associates.

Graphviz (2009): Open Source Graph-Visualisierungsbibliothek, aufgerufen unter: http://www.graphviz.org/, Stand: 03.04.2009.

Hart D., Tudoreanu M. E. (2002): Visualization channels: Time multiplexing on a display, VIIP '01, Proceedings of the Conference on Visualization, Imaging and Image Processing.

Huisman L. (1996): Rapid Filtration, Skript an der Fakultät für Bauingenieurwesen am Arbeitsbereich Abwassertechnik der TU Delft, 1996.

Irani P. Iturriaga C. (2002): Labeling nodes in 3d diagrams: Using transparency for text legibility and node visibility.

Jern M. Franzen J. (2006) „geoanalytics“ – exploring spatio-temporal and multivariate data, in: IV’06: proceedings of the conference on Information Visualization, IEEE Computer Society, Washington D.C., USA, S. 25-31.

Kincaid R., Lam H. (2006): Line graph explorer: scalable display of line graphs using focus+context, AVI '06. Proceedings of the working conference on Advanced visual interfaces.

Kirner, T.G., Martins, V.F. (2000): Development of an information visualization tool using virtual reality. In SAC ’00: Proceedings of the 2000 ACM symposium on Applied computing, pages 604–606, New York, NY, USA.

Kleiberg E., van de Wetering H., J. Van Wijk J. J. (2001): Botanical visualization of huge hierarchies, in: INFOVIS.

Klima M., Halabala P., Slavik P. (2004): Semantic information visualization, Proceedings for the 19th International CODATA Conference, The Information Society: New Horizons for Science, Berlin.

Krampe J. (2001): Das SBR-Membranbelebungsverfahren, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 163, 2001.

Light A., Bartlein P.J. (2004): The end of the rainbow? Color chemes for improved data graphics, EOS Transactions, 85:385-391.

Matkovic K., Helwig C., Reinhard H., Eduard S. (2000): Process visualization with levels of detail.

Milgram P., Takemura H., Utsumi A., Kishino F. (1994): Augmented reality: A class of displays on the reality-virtuality continuum. SPIE Telemanipulator and Telepresence Technologies 2351.

OPC client (2009): An Open Source object oriented OPC client written in C++, implementing the OPC DA specification version 2.05A, aufgerufen unter: http://sourceforge.net/projects/opcclient, Stand: 03.04.2009.

Open Flash Chart (2009) - OpenSource-Flash Komponenten zur Visualisierung von unterschiedlichen Diagrammtypen, aufgerufen unter: http://teethgrinder.co.uk/open-flash-chart/, Stand: 03.04.2009.

PostgreSQL (2009): Free open source database system, aufgerufen unter: http://www.postgresql.org, Stand: 03.04.2009.

Protégé (2008): Open Source Ontologie-Editor, aufgerufen unter: http://protege.stanford.edu, Stand: Dezember 2008.

Rheingans P. (1999): Task-based color scale design. Applied Image and Pattern Recognition.

Risch J. S. (2008): On the role of metaphor in information visualization, The Computing Research Repository (CoRR).

Robertson G., Czerwinski M., Larson K., Robbins D., Thiel D., van Dantzich M. (1998): Data mountain: Using spatial memory for document management, Proceedings of UIST'98.

RSSDB, The rdf schema specific database, aufgerufen unter: http://139.91.183.30:9090/RDF/RSSDB/, Stand: Januar 2006.

Simple DirectMedia Layer is a cross-platform multimedia library, aufgerufen unter: http://www.libsdl.org/, Stand: 03.04.2009.

Semantic MediaWiki, aufgerufen unter: http://ontoworld.org/wiki/Semantic_MediaWiki, Stand: 03.04.2009.

Skype, Eine unentgeltlich erhältliche VoIP-Software, aufgerufen unter: http://www.skype.com, Stand: 03.04.2009.

Thomas B. H. (1997): Animating direct manipulation in human computer interfaces.

Trolltech, Qt - A cross-platform application framework: aufgerufen unter: http://trolltech.com/, Stand: 03.04.2009.

TurboVNC is a free remote control software package and spin-off of TightVNC, aufgerufen unter: http://www.virtualgl.org/About/TurboVNC, Stand: 03.04.2009.

Uschold M. Grüninger M. (1996): Ontologies: Principles, methods and applications, Knowledge Engineering Review, Cambridge University Press, Cambridge, Großbritannien.

Ware C. Franck G. (1996): Evaluating stereo and motion cues for visualizating information nets in three dimensions, ACM Transactions on Graphics.

Weber M., Alexa M., Müller W. (2001): Visualizing time-series on spirals, in: IEEE InfoVis Symposium, S. 7-14.

Wiese J., Stahl A., Hansen J. (2004): Possible Applications for Case-Based Reasoning in the Field of Wastewater Treatment; Workshop Proceedings, 16th European Conference on Artificial Intelligence; 4th ECAI workshop on Binding Environmental Sciences and Artificial Intelligence; Valencia, Spain.

Winkler U. (1998): Untersuchungen zur Anwendung neuronaler Netze für die Lösung von Problemen in der Informationsverarbeitung in der biologischen Reinigungsstufe von Kläranlagen, Schriftenreihe des Lehrstuhls Abfallwirtschaft und des Lehrstuhls Siedlungswasswirtschaft, Bauhaus-Universität Weimar, Band 1, 1998.

Anlagenverzeichnis

Anlage 1: Benutzerhandbuch HANNAH 71

Anlage 1: Benutzerhandbuch HANNAH

Allgemein

- Objekte in Farbe lila deuten auf Möglichkeiten der Interaktion hin.
- Fenster auf Vollbild stellen.
- Es gibt noch kein "bitte warten"-Hinweis, wenn Daten geladen werden - deshalb bitte etwas Geduld haben, wenn mal "nichts" passiert.
- im mit 'o' aufrufbaren Menü lässt sich z.B. die Benutzerebene, Sprache und Art der Diagrammdaten wählen.

  WICHTIG: bevor die 3D-Anschicht zur Steuerung aufgerufen wird, muss im Menü auf Experte geschaltet werden (der Hausmeister darf nicht steuern)!

Maus:

- Linke Maustaste, klick: Objekte auswählen
  - Linke Maustaste, klick + Shift: Objekt in hierarchischer Anordnung auswählen
- Linke Maustaste, ziehen (bei gedrückter Maustaste): Objekte verschieben
- Mittlere Maustaste, ziehen (bei gedrückter Maustaste): Objekte skalieren
- Rechte Maustaste, ziehen (bei gedrückter Maustaste): Objekte rotieren

Tastatur:

- ' '(Leertaste): zeigt das Kontextmenü des zuvor gewählten Elements an (wenn es eines gibt) bzw. versteckt des wieder
- 'm': Mit 'm' kann das obere Menü mit den Hebeln gerufen/weggeschoben werden (Auswahl von Ansichten)
- 'n': Navigationsmenü wird gerufen/weggeschoben (Erleichtert Navigation in 3D)
- 'o': Mit 'o' kann das rechte Menü gerufen/weggeschoben werden (Auswahl von Benutzerstatus, Sprache, Diagrammtyp,...)
- 'q': Programm beenden
- 'v': Videoaufzeichung beginnen und beenden (das Video wird in dem Verzeichnis, aus dem HANNAH gestartet wurde, abgespeichert)
- 'x': rotiertes und selektiertes Objekt zurück in Startposition bewegen
- 'r': selektiertes Objekt schütteln, vertikal
- 't': selektiertes Objekt schütteln, horizontal

3D-Ansicht

- In der 3D-Ansicht kann mit '+' und '-' durch die Hierarchie navigiert werden.
- Das Kontextmenü (mit Leertaste an-/ausschalten) bietet weitere Möglichkeiten

    - Interessant ist vor allem "Semantic Information" -> in diesem Modus auf lila eingefärbte Bauteile klicken und aus den Informationen um Kreis darum auswählen (erst klicken, dass es ein Info-Element nach oben kommt, dann nochmal klicken)

- mit 'o' kann in dem Menü unter Benutzer auf "Experte" geschaltet werden-> Labels der Bauteile dann z.B 2PXY statt Pumpe

Diagramme

1. Auf DiagramControl klicken
2. dann mit Leertaste Detail-Menü rufen/entfernen.
3. Erst einen Input festlegen.
    a. einen Parameter auswählen
    b. mit Slider Startzeitpunkt festlegen
    c. Intervallgröße festlegen (das dargestellte Gesamt-Intervall ergibt sich aus mehreren dieser Intervalle, sinnvolle Werte sind z.B. ein Tag (1 00:00:00) oder eine Woche (7 00:00:00).
    d. Anzahl dieser Intervalle eingeben.
    e. Namen des Inputs festlegen.
4. Dann Diagram definieren.
    a. Input wählen, der im Diagram dargestellt werden soll.
    b. Diagramtyp wählen
    c. Namen eingeben.

Bei allen Diagrammen kann man mit der Leertaste ein zusätzliches Kontextmenü aufrufen/entfernen. Bei den ColorRolls lassen sich darüber weitere Rolls für andere Parameter hinzufügen. Bei RotaryDiagram und Conveyorbelt lassen sich so die Average-Anzeigen an- und ausschalten.

Möglich ist darüber auch die Farbskala aufzurufen, mit der NutzerInnen die min-/max-Schwellenwerte und damit die Einfärbung ändern können.

mit 'o' kann das Menü gerufen werden, in dem umgeschaltet werden kann, welche Daten als Grundlage für die Diagramme benutzt werden sollen: Minutenwerte, Stundenmittelwerte (default) oder Stundensummenwerte. Die Änderung wird erst beim Erzeugen neuer Inputs wirksam.

Text-Basierter Modus (-> Aktualwerte und Steuerung)

- text-based-Hebel betätigen
- beliebig durch das Menü navigieren
- Aktualwerte und Steuerung (über OPC!) sind über das Hauptmenü zu erreichen

(ab hier weniger relevant)

Ontologie

Im Ontologie-Menü können Klassen und Relationen ausgewählt werden. Beispielsweise Klasse ProzessSchritt und Relation ProzessSchrittNachfolger.

'c': zwischen Focusview und normaler Ansicht wechseln

'l': kleine Diagramme an den Prozessknoten anzeigen

In Focusview durch click auf nicht zentrale Elemente den Fokus ändern.

Mit Mouse-over animierte Zusammenhänge.

Prozess mit Diagrammen

Mit 'o' Ontology-Control rufen. ProzessSchritt und ProzessSchrittNachfolger wählen. 'Done' drücken. Mit '7' Ontologie holen/wegschieben. Einen Knoten anklicken. Mit 'c' in Fokus-Ansicht wechseln. 'l' drücken, um kleine Diagramme auf den Prozessknoten anzuzeigen. Mit dem Zeitschieber Tag auswählen. Mit kleinen Pfeilen bei Diagrammen durch die Diagramme klicken.

Weitere Hinweise

- die Anleitung und Möglichkeiten für Feedback finden sich unter http://www.einsfeld.de/komplett/wiki Seiten können mit dem Passwort hannah editiert werden.
- eine Web-Zugang zur Anlage und der Expertenwissensbasis findet sich unter http://192.168.8.3/
- die Siebtrommel kann (nach Einloggen mit vpn) unter http://192.168.8.4/ beobachtet werden
- Bilder der Siebtrommel (Aufzeichnungsintervall: 30 min) finden sich unter http://192.168.8.3/kamera/siebtrommel.php

Anleitung für Administrator_innen

Postgresql Installation, initdb, createuser postgres (passwort postgres)

zum Starten/Stoppen habe ich .bat mit

cd C:\Programme\PostgreSQL\8.1\bin\

pg_ctl -D ../data start (bzw. stop)

Datenbanken erstellen:

Name wie Name des Backupfiles außer komplettk: name komplett

nur bei komplett-DB muss Standardeinstellung auf UTF8 geändert werden

dann wiederherstellen/restore wählen und backup-Datei auswählen

Fehlermeldungen ignorieren und danach auf "abbrechen" - nicht "ok" - gehen (sonst wird die db evt. weiter verunstaltet)

in postgres-dir/data/postgres.conf listen_adress auf '*' ... in pg_hba.conf die IP von Rechnern, die zugreifen wollen eintragen

In allen Tools müssen in config.txt die korrekten Ips eingestellt werden. In HDBaseConfig.txt wird eingestellt, welche Items gesetzt und gelesen werden können. Für OPC-Kommunikation ist ein Login visu/komplett_visu in der Workgroup Komplett nötig.

Auf dem WinCC-Rechner muss Benutzer einsfeld_k2 wegen des Datenbankdienstes eingeloggt sein.

Entwicklung und Kombination von innovativen Systemkomponenten aus Verfahrenstechnik, Informationstechnologie und Keramik zu einer nachhaltigen Schlüsseltechnologie für Wasser- und Stoffkreisläufe

Abschlussbericht
ap system engineering GmbH

im Auftrag des

Projektträgers Forschungszentrum Karlsruhe

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH

Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (WTE)

Verfasser

Villeroy & Boch AG, Mettlach (FKZ: 02wd0685)
EnviroChemie GmbH, Roßdorf (FKZ: 02wd0686)
Technische Universität Kaiserslautern (FKZ: 02wd0683)
Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn (FKZ: 02wd0684)
ap system engineering, Roßdorf (FKZ: 02wd0682)
Fraunhofer Institut UMSICHT, Oberhausen (FKZ: 02wd0966)

August 2009

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis II
9 Automatisierung und Fernwirktechnik 4
9.1 Vorbemerkungen 4
9.1.1 Gesamtziel des Vorhabens 4
9.1.2 Bezug des Vorhabens zu den förderpolitischen Zielen 4
9.1.3 Stand der Wissenschaft und Technik, bisherige Arbeiten 5
9.1.3.1 Stand der Wissenschaft und Technik 5
9.1.3.2 Bisherige Arbeiten des Antragstellers 5
9.1.4 Wissenschaftliche und technische Arbeitsziele des Teilprojektes 6
9.1.4.1 Aufbau der Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik 6
9.1.4.2 Integration des Diagnosesystems und der erweiterten Visualisierung (MMI) 7
9.1.4.3 Aufbau eines Fernüberwachungs- und Wartungssystems 8
9.1.5 Darstellung der Ergebnisse der einzelnen Arbeitspakete 9
9.2 Abweichungen vom Arbeitsplan 22
9.3 Verwertungsplan 23

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Konfiguration des Aufbaus der MSR - Technik	7
Abbildung 2*:*	Aufbau des Gesamtsystems zur Steuerung und Fernwartung	9
Abbildung 3:	Aufbau der Testumgebung	11
Abbildung 4*:*	Übersicht Membranbiologie	15
Abbildung 5*:*	Detaillierte Übersicht Belüftungsreaktor der Membranbiologie	16
Abbildung 6*:*	Membrankammer der Membranbiologie	16
Abbildung 7*:*	Membrankammer der Membranbiologie mit geöffneten Datenfenster	17
Abbildung 8*:*	Abwassersammelschächte und Trendlinie Schwarzwasser	20
Abbildung 9*:*	Abwassersammelschächte und Trendlinie Schwarzwasser	21

9 Automatisierung und Fernwirktechnik

9.1 Vorbemerkungen

Die Reinigungsstufen des Grau- und Schwarzwasserkreislaufs und deren Komplexität erfordern die Entwicklung und Umsetzung neuer Mess-, Steuerungs- und Regelungsstrategien.

Um diese anspruchsvollen Aufgaben hat sich ap system engineering während der Gesamtlaufzeit des Projektes gekümmert. Grundstein hierfür war die Planung und der Aufbau der Schaltschränke, der Automatisierungssysteme, der Kommunikationswege und der dezentralen Leittechnik.

Um das im Arbeitspaket der TU Kaiserslautern zu entwickelnde intelligente Diagnosesystem und die erweiterte Visualisierung an das Prozessleitsystem adaptieren zu können, mussten Schnittstellen geklärt und durchgängig von der obersten Ebene der Leittechnik bis zur untersten Feldebene entwickelt und umgesetzt werden.

Der Aufbau eines Fernüberwachungs- und Wartungssystems schafft die Möglichkeit, über das Internet (durch den Einsatz moderner Internettechnologien) einen weltweiten und kostengünstigen Zugang auf die Gesamtanlage zu erhalten. Über die Schnittstelle kann der Betrieb von verfahrenstechnischen Anlagen fernüberwacht, bei komplizierten Fällen eine Analyse durchgeführt oder sogar steuernd eingegriffen werden.

9.1.1 Gesamtziel des Vorhabens

Der Einsatz kommunikationsfähiger Schalt- und Messgeräte sowie die Entwicklung neuartiger Steuerungs- und Regelungskonzepte bildet die Grundlage für moderne und intelligente Systeme. Die Entwicklung einer Systemschnittstelle zur durchgängigen Adaption externer Optimierungs- und Diagnoseroutinen und die Mitwirkung bei der Entwicklung selbstlernender Systeme verschafft einen hohen Know-How-Gewinn. Dies eröffnet eine Vielzahl von branchenübergreifenden Einsatzmöglichkeiten in der Automatisierungstechnik.

Der Einsatz von Fernwartungssystemen auf Grundlage der Internettechnologien wird in der Praxis bereits eingesetzt. Der Aufbau eines komplexen Systems, mit dem ein Zugriff auf die Gesamtanlage von der obersten bis zur untersten Schicht durchgängig erfolgen kann, und mit dem eine Betriebsführung aus der Ferne möglich ist, ist jedoch ein neues Vorhaben.

9.1.2 Bezug des Vorhabens zu den förderpolitischen Zielen

Die Entwicklung und Umsetzung eines innovativen Automatisierungs- und Fernwartungskonzept zum nachhaltigen Wasserrecycling ist ein wesentlicher Bestandteil des KOMPLETT-Systems und entspricht in weiter Übereinstimmung den förderpolitischen Zielen des Förderprogramms des BMBF.

Die Möglichkeit, Anlagen durch intelligente Automatisierungs- und Fernwartungssysteme von Deutschland aus in Betrieb zu nehmen, betreiben und warten zu können, stellt für die ap system engineering eine neuartige Chance dar. Zukünftig besteht die Möglichkeit,

verfahrenstechnische Anlagen mit vollständigem Serviceangebot (Wartungs-, Reparatur- und Ersatzteilservice) oder sogar die Betriebsführung weltweit gebauter Anlagen von Deutschland aus anbieten und übernehmen zu können.

Die ap system engineering erhofft sich hierdurch - in enger Kooperation mit den Partnerfirmen - die Erschließung neuer Märkte.

9.1.3 Stand der Wissenschaft und Technik, bisherige Arbeiten

9.1.3.1 Stand der Wissenschaft und Technik

Schaltanlagen werden heute überwiegend in herkömmlicher Technik aufgebaut. Der Einsatz von kommunikationsfähigen Schaltgeräten ist, vor allem in dem Bereich der Abwassertechnik, noch nicht verbreitet. Die Automatisierung wird branchenübergreifend durch den Einsatz von speicherprogrammierbaren Steuerungen (SPS) realisiert und wird häufig durch Visualisierungssysteme ergänzt. Auch Fernwartungssysteme haben in den unterschiedlichsten Einsatzgebieten Einzug gehalten.

Die Kombination einzelner Systeme zu einem von oben nach unten durchgängigen und offenen System, in welches externe Komponenten (intelligente Diagnose und erweiterte Visualisierungsmethoden) integriert und gemeinsam fernüberwacht und gewartet werden können, bilden eine wesentliche Neuerung.

9.1.3.2 Bisherige Arbeiten des Antragstellers

Das Betätigungsfeld der ap system engineering GmbH erstreckt sich von der Planung bis zur Inbetriebsetzung von Elektro-, Mess-, Steuer- und Regelungstechnik (EMSR-Technik) auf dem Schwerpunktgebiet von Wasserver- und Abwasserbehandlungseinrichtungen. Der Einsatz von Schalt- und Steuerschränken in herkömmlicher Bauweise, SPS-Technik, verschiedene Bus- und Visualisierungssysteme gehören ebenso wie Störmelde- und Fernwartungssysteme zu den Standard-Komponenten unseres Leistungsspektrums. Nachfolgend ist ein Auszug aus unserer Referenzliste aufgeführt.

Wismut - Wasseraufbereitungsanlage Schlema - Deutschland
SPS-Technik: Siemens S5/S7 (teilweise redundant)
Bussysteme: Profibus-DP (teilweise redundant), Industrial Ethernet
Leittechnik: 2x WinCC, 2x ProTool Pro
Fernwartung: Teleservice über Analog-Modem

Deponie Sehlem - Sickerwasseraufbereitungsanlage - Deutschland
SPS-Technik: Siemens S7 mit ET200S (EcoFast)
Bussysteme: Profibus-DP
Leittechnik: WinCC mit Acron
Fernwartung: Teleservice, PCAnywhere über ISDN

Norrmejerier Umea - Biologie - Schweden
SPS-Technik: Siemens S7 mit ET200M
Bussysteme: Profibus-DP, Ethernet
Leittechnik: InTouch
Fernwartung: Teleservice über Analog-Modem

Beiersdorf AG Almere - Abwasserbehandlungsanlage - Niederlande
SPS-Technik: Siemens S7 mit ET200M
Bussysteme: Profibus-DP, Profibus-PA
Leittechnik: ProTool Pro
Fernwartung: Teleservice, PCAnywhere über Analog-Modem

Vertresa Madrid - Sickerwasseraufbereitungsanlage - Spanien
SPS-Technik: Siemens S5/S7
Bussysteme: Profibus-FMS, Ethernet
Leittechnik: 1x WinCC-Server, 1xWinCC-Client
Fernwartung: Teleservice, PCAnywhere über Analog-Modem

9.1.4 Wissenschaftliche und technische Arbeitsziele des Teilprojektes

Drei unterschiedliche Arbeitsziele waren Inhalt des Projektes und wurden alle insgesamt umgesetzt.

9.1.4.1 Aufbau der Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik

Der Aufbau der einzelnen Reinigungsstufen des Grau- und Schwarzwasserkreislaufs in modularer Bauweise und die Ausrüstung mit separater Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik erhöhte die Verfügbarkeit, das System wurde modular skalierbar und autarke Funktionseinheiten wurden geschaffen. Die Ausrüstung mit modernen und kommunikationsfähigen Schaltgeräten steigerte den Informationsgehalt bzw. deren Auswertbarkeit gegenüber herkömmlich aufgebauten Schaltanlagen. Durch den erhöhten Einsatz von Frequenzumrichtern konnte die komplexe Steuerungs- und Regelungstechnik im Prozess effizienter und ereignisorientierter optimiert werden.

Das übergeordnete Automatisierungssystem organisiert das Zusammenspiel der autarken Module und stimmt diese exakt aufeinander ab. Durch die Einrichtung eines dezentralen Leitsystems wurde ein Abbild der Gesamtanlage in Prozessfließbildern wiedergeben. Die elektro- und verfahrenstechnischen Daten (Signale, Zustände der Antriebe, Messwerte etc.) sowie die Betriebs- und Störmeldungen werden in diesem System zeitgerecht aufgezeichnet und in den Datenbanken abgelegt bzw. archiviert.

Die wichtigsten Ergebnisse lassen sich wie folgt darstellen (vgl. Abbildung 1 zum Systemaufbau):

Technische Umsetzung eines modularen Steuerungssystems und Aufbau der dezentralen Leittechnik
Darstellung des Anlagenzustandes in Prozessfließbildern und Integration einer Handbedienungsebene

Umsetzung vollautomatisierter Prozessabläufe
Archivierung der Prozess- und Messwerte in offenen Datenbanken
Generierung flexibler und ereignisorientierter Steuerungs- und Regelungsstrategien mit Analyse und Optimierungsmöglichkeiten
Generierung geführter Hilfestellungen für Störbeseitigungs- und Wartungsmaßnahmen

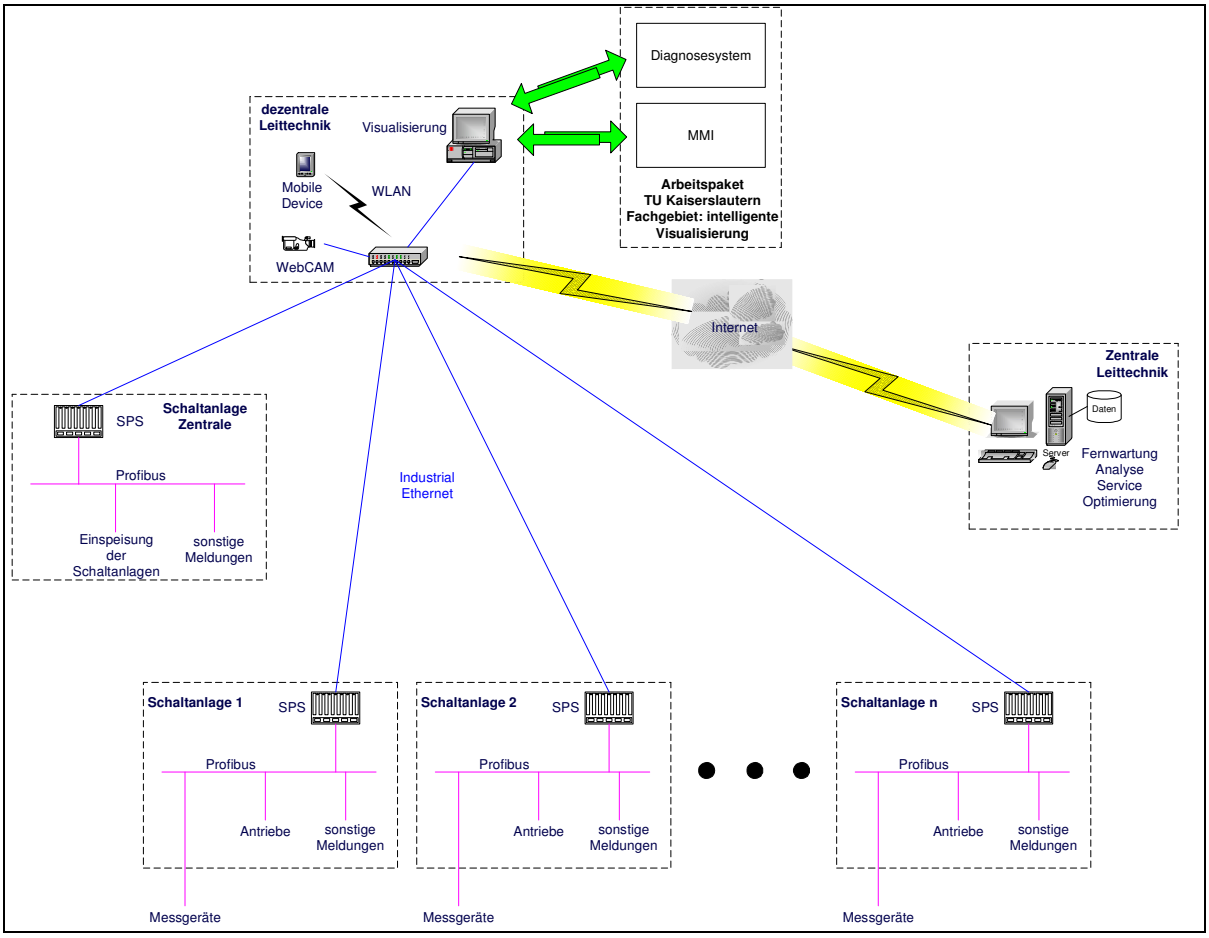


Abbildung 1: Konfiguration des Aufbaus der MSR - Technik

9.1.4.2 Integration des Diagnosesystems und der erweiterten Visualisierung (MMI)

Die Entwicklung von Schnittstellen war für die Adaption der Komponenten des kontextsensitiven MMI-Systems und des intelligenten Diagnosesystems (Arbeitspaket TU Kaiserslautern) mit dem Prozessleitsystem, den Datenbanken und den untergeordneten Automatisierungssystemen erforderlich. Die Umsetzung des Schnittstellenlayers wurde systemunabhängig realisiert, um ein universal einsetzbares und herstellerunabhängiges Gesamtsystem zu erhalten. Hierzu war es erforderlich, windowsbasierte Standardlösungen zu modifizieren aber auch Schnittstellenprogramme selbst zu entwickeln und zu programmieren. Die Durchgängigkeit, angefangen vom Prozessleitsystem, den Datenbanken über die Automatisierungssysteme (SPS) bis hin zu den Feldgeräten, wurde erfolgreich umgesetzt und die Gesamtfunktion des Systems erfolgreich nachgewiesen.

Die Zugänglichkeit auf die elektro- und verfahrenstechnischen Daten (Signale, Messwerte, Archive etc.) versorgt die aufgesetzten intelligenten Systeme zur Diagnose und

Visualisierung mit den relevanten Informationen. Dadurch wird gleichzeitig eine Eingriffsmöglichkeit in die Steuerungs- und Regelungstechnik ermöglicht.

Die wichtigsten Ergebnisse lassen sich wie folgt darstellen:

Einsatz von windows-basierenden und selbst modifizierten Standardschnittstellen
Konzeption eigener Datenkanäle (Schnittstellenlayer)
Umsetzung einer durchgängigen Systemschnittstelle
Komplette Integration des Diagnosesystems und der erweiterten Visualisierung

9.1.4.3 Aufbau eines Fernüberwachungs- und Wartungssystems

Durch den Aufbau des sogenannten OPC Servers (Internet-Schnittstelle) konnte die zentrale Leittechnik mittels Internettechnologien vollen - und der Mobile-Device abhängig vom Benutzerlevel - Zugang auf das gesamte dezentrale Systemerreicht werden. Dies bedeutet im Einzelnen einen Zugriff auf ein Messgerät, dass eine Fehlermeldung anzeigt. Eine Ferndiagnose kann erstellt werden bzw. der Fehler direkt über die Software korrigiert werden. Das Messgerät ist anschließend wieder funktionsfähig bzw. die Fehlerquelle wird über das Mobile Device dem Operator (Hausmeister) mitgeteilt.

Die gesamte Anlage kann aus der Ferne betrachtet und analysiert werden. Die dynamisierten Prozessfließbilder liefern ein exaktes Abbild des Anlagenzustands. Im Servicefall kann von einem Fachmann eine Analyse jeder einzelnen Steuerung (inkl. deren unterlagerten Komponenten) und dem dezentralen Leitsystem erstellt werden. Programmänderungen, Optimierungen und sogar Softwareupdates können aus der Ferne eingespielt werden. Die adaptierten Komponenten des kontextsensitiven MMI-Systems und des intelligenten Diagnosesystems stehen ebenfalls zur Verfügung.

Die wichtigsten Ergebnisse lassen sich wie folgt darstellen:

Konzeption einer Web-Schnittstelle (OPC Server)
Einsatz von Internet- und Browsertechnologien
Aufbau einer webbasierten Betriebsführung
Integration des Diagnosesystems und der erweiterten Visualisierung in das Fernüberwachungs- und Wartungssystem
Integration von "Mobile Devices"

9.1.5 Darstellung der Ergebnisse der einzelnen Arbeitspakete

Phase I – Entwicklung, Planung und Umsetzung

AP I.1 – Konzeption/Vorversuche

Im Rahmen von AP I.1 wurden das Konzept des KOMPLETT-Projektes weiterentwickelt und die entsprechenden Hard- und Softwarekomponenten projektiert. Dies betraf insbesondere die Auswahl der Komponenten für

- Hard- und Software
- Schalt- und Feldgeräte
- Bussysteme und durchgängige Kommunikation
- Leitzentrale- und Fernwartung

Darüberhinaus wurde der Entwurf bzw. die Weiterentwicklung der

- Regelungs- und Steuerungskonzepte
- Ausfallstrategien und Sicherheitskonzepte
- Störmelde- und Wartungskonzepte

erarbeitet.

Basierend auf der Konzeption und den Vorversuchen wurde in Absprache insbesondere mit dem Kooperationspartner Universität Kaiserslautern zur Integration eines intelligenten Diagnose- und Visualisierungssystems der steuerungstechnische Aufbau des Gesamtsystems projektiert. Dieser Aufbau ist in Abb. 2 dargestellt.

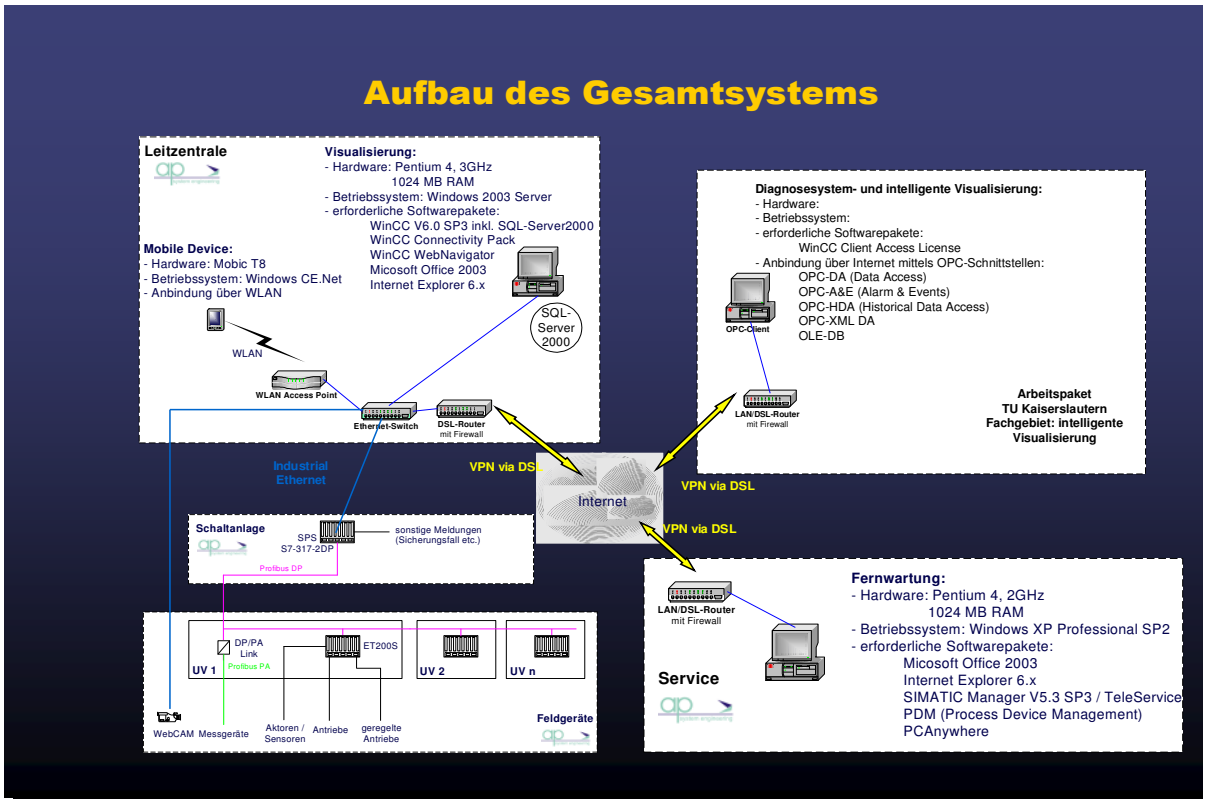


Abbildung 2*:* Aufbau des Gesamtsystems zur Steuerung und Fernwartung

Darüber hinaus wurden im Rahmen von AP I.1 Abstimmungen mit dem Projektpartner EnviroChemie zur Erstellung der R&I Schemata der diversen Verfahrensmodule durchgeführt.

AP I.2 – Detailplanung / Spezifikation

Im Rahmen von API.2 wurde wie geplant mit der Entwicklung neuer SPS-Bausteine zur Integration des Diagnosesystems und Anbindung an die Leittechnik begonnen. Darüber hinaus wurden die Standard-Systemschnittstellen geprüft. Weitere Abstimmungen zur Klärung der Systemschnittstellen des Diagnosesystems und des MMI wurden mit der Universität Kaiserslautern durchgeführt.

1. Programmierung der biologischen Verfahrensstufen

Im Rahmen dieses Arbeitspaketes wurde die Entwicklung bzw. Weiterentwicklung neuer SPS-Bausteine durchgeführt. In einer kleinen Testumgebung sind die Programme, die Kommunikationswege und die umzusetzenden Strategien, soweit im Vorfeld möglich, getestet und überarbeitet worden.

In der Steuerungssoftware der Baugruppe 2 sind diese Entwicklungen bereits eingesetzt.

2. Programmierung der weiteren Verfahrensstufen

Die Programmierung sowie die Erstellung der dynamischen Prozessfliessbilder für die weiteren Verfahrensstufen wurden realisiert. Dieses Arbeitspaket erfolgt in unmittelbarer Anlehnung an das Arbeitspaket AP I.3.3, da die Planung der elektrotechnischen Hardware und die Programmierung der Software immer Hand in Hand umzusetzen ist.

3. Klärung der Systemschnittstellen Diagnosesystem / MMI

Um eine reibungslose Anbindung des MMI an das geplante Prozessleitsystem zu gewährleisten, wurde eine Testumgebung entwickelt und aufgebaut. Dieser Testaufbau wurde in den Räumen der TU Kaiserslautern installiert und in Betrieb gesetzt. Eine Temperaturmessung erfasst die Raumtemperatur und simuliert über einen Softwareregler die Ansteuerung einer Heizung bzw. eines Kühlelements. Das Prozessleitsystem archiviert den Messwert und stellt diesen grafisch dar. Die Bedienung und die Darstellung der Gerätezustände sind in Abb. 3 exemplarisch dargestellt und konnten für die Umsetzung der übergeordneten Steuerungs- und Überwachungsfunktionen herangezogen werden. Der integrierte OPC-Server stellt die Daten anderen Systemen, beispielsweise dem MMI, zur Verfügung.

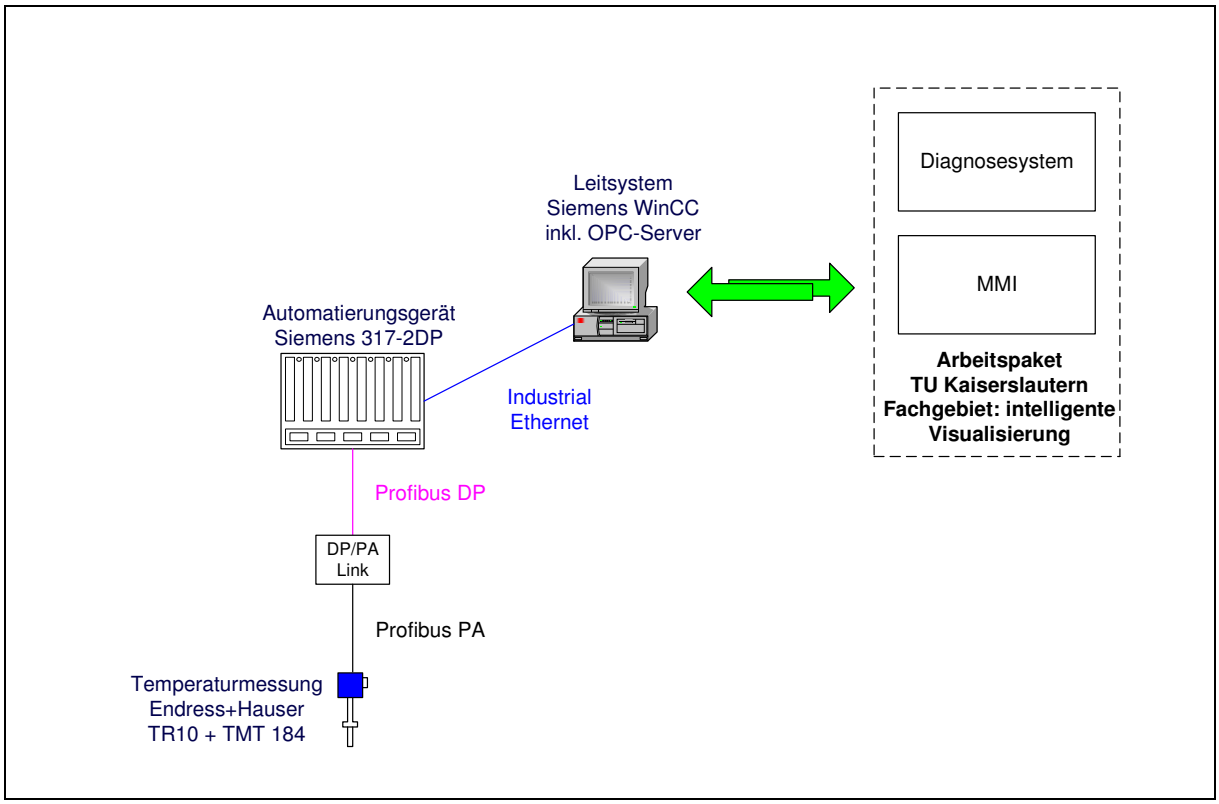


Abbildung 3: Aufbau der Testumgebung

4. Fernwartungssystem

Das geplante Fernwartungssystem wurde detailliert. Ein Zugriff auf das Gesamtsystem schien ohne größere Probleme realisierbar zu sein. Probleme bereitete hier lediglich der Fernzugriff auf die Konfigurationsparameter der Frequenzumrichter. Ein Zugriff mittels der Standard Parametriersoftware STARTER war nicht in das Gesamtkonzept integrierbar. Ein Zugriff kann mit vertretbaren Mitteln nur durch die Entwicklung eigener Softwarebausteine im Automatisierungsgerät und einem zugehörigen Parameter-Prozessbild im Prozessleitsystem realisiert werden.

AP I.3 – Bau Verfahrensmodule / Installation

Bau und Montage der E-Technik für die biologischen Verfahrensstufen

Um einige Vorversuche mit der Membrantechnologie durchführen zu können, wurde eine kleine Testanlage konzipiert und auf dem Gelände der Stadtentwässerung Kaiserslautern aufgebaut, wo sie von der TU Kaiserslautern betrieben wurde.

Bau und Montage der E-Technik für die weiteren Verfahrensstufen

Die Erstellung der Stromlaufpläne für die Baugruppen 2, 3, 4, 5, 8 und 9 wurde abgeschlossen. Anschließend wurden die Baugruppen 6 und 7 sowie die übergeordnete Niederspannungshauptverteilung realisiert. Danach wurde die technische EMSR-Montage der Baugruppen 2 und 8 der Baugruppen 3, 4, 5 und 9 durchgeführt.

Eine Kernaufgabe dieses Arbeitspaketes war die Klärung der verfahrentechnischen Details im Bezug auf Konstruktion und Aufbau der Baugruppen. Hierbei war eine laufende Abstimmung mit dem Projektpartner EnviroChemie erforderlich. Die etwas unterschätzten eingeschränkten Platzverhältnisse auf den Baugruppen und der zur Verfügung stehenden Aufstellungsfläche in den Containern erforderten einen erhöhten Projektierungs-Aufwand an den konstruktiven Aufbau der Schaltanlagen sowie an die Planung und die Realisierung der elektrotechnischen Installation.

Darstellung des dezentralen Aufbaus der einzelnen Verfahrensstufen:

- **Separater Schaltschrank**
  Jede Baugruppe besitzt einen eigenen Schaltschrank, der die kompletten Komponenten der verfahrenstechnischen Baugruppe wie Antriebe (mit/ohne Frequenzumrichter) und digitale Stellungsmelder usw. anbindet.

- **Separate Steuerung**
  Die gesamte zur Baugruppe gehörende Messtechnik ist mittels eines eigenen Profibus DP/PA Links angebunden und bildet dadurch ein eigenständiges Segment. Die gesamte Steuerungs- und Regelungstechnik ist dadurch in sich geschlossen.

- **In sich geschlossene autarke Systeme**
  Durch diesen Aufbau ist jede verfahrenstechnische Baugruppe auch eine steuerungstechnische Baugruppe, die komplett autark betrieben werden kann.

Ein weiterer wichtiger Entwicklungsaspekt war die Realisierung einer durchgängigen Kommunikation:

- **Vernetzte Steuerungstechnik**
  Alle Steuerungen sind untereinander mit einem Profibus DP vernetzt und an die übergeordnete Steuerung (in der NSHV) angebunden. Die zentrale Steuerung routet die unterlagerten Steuerungen auf ein Ethernet Netzwerk, diese sind somit über dieses ansprechbar.

- **Zentrale Koordination der einzelnen Verfahrensstufen**
  Das Zusammenspiel der einzelnen Baugruppen wird über die zentrale Steuerung koordiniert.

- **Zentraler Zugang (intern/extern) auf alle MSR-Einrichtungen**
  Der Zugang zur Anlage kann intern über Ethernet bzw. WLAN erfolgen. Der externe Zugang kann über Wählverbindungen oder über Internet erfolgen.

Entwicklung der MSR-Technik

Schaltschränke und Montage

Die Schaltschränke wurden montiert und die Verkabelung der Baugruppen und der übergelagerten Verkabelung in den Containern wurde vorgenommen. Die Bussysteme bestehend aus Profibus PA für die Messtechnik, Profibus DP für die Baugruppen untereinander und des Ethernet-Netzwerks wurde aufgebaut.

Steuerungssoftware

Die Steuer- und Regelungssoftware für die einzelnen Baugruppen und die übergeordnete Steuerung der Gesamtanlage wurde erstellt.

Inbetriebnahme

Die Inbetriebnahme wurde vorgenommen. Ein kompletter E/A-Check wurde durchgeführt, die Messgeräte und die Frequenzumrichter wurden parametrisiert und die Antriebe drehrichtungsgeprüft.

I.6 - Entwicklung intelligentes Diagnosesystem / MMI

Visualisierung

Das Prozessleitsystem wurde konfiguriert und in Betrieb genommen. Der gesamte automatisierte Prozess wird hier in animierten Prozessbildern abgebildet und kann zentral bedient werden. Über Ein- und Ausgabefelder kann der Steuer- und Regelungsprozess geändert und optimiert werden. Sämtliche Messwerte werden archiviert und können in Trend-Kurven dargestellt werden.

Zugriffsmöglichkeiten

Der interne Zugriff im Container erfolgt mittels WLAN (Wireless-LAN) für den externen Zugriff stehen unterschiedliche Zugänge zur Verfügung. Modem- und ISDN-Wählverbindungen und ein VPN-Tunnel (virtuell-private-network) über Internet.

Störmeldesystem

Eine auftretende Störmeldung kann als SMS, E-Mail, Fax oder Sprachnachricht an Fest- oder Mobilrufnummern abgesetzt werden und ist aus der Ferne quittierbar. Dieses System wurde installiert, getestet und in Betrieb genommen.

Fernwartungssystem

Das Fernwartungssystem versetzt uns in die Lage, mittels der o.g. Zugriffsmöglichkeiten eine Verbindung zur Anlage herzustellen und den Anlagenzustand abzufragen. Über die Visualisierung kann die Anlage beobachtet und gesteuert werden. Außerdem kann auf die einzelnen Steuerungen zugegriffen werden und jegliche Konfiguration oder das Steuerungsprogramm geändert werden. Zunächst wurde ein kleiner Teil des gesamten Systems probeweise aus der Ferne in Betrieb gesetzt.

Phase II – Technikumsphase

AP II.1 – Inbetriebnahme biologische Verfahrensstufen

Inbetriebnahme der E- und Leittechnik

Mit dem geplanten Test der Baugruppe 2 auf dem Gelände der EnviroChemie wurde, wie unter AP I.3 bereits beschrieben, zunächst eine Kaltinbetriebnahme der E- und Leittechnik durchgeführt.

Die „warme Inbetriebnahme“ konnte anschließend erfolgreich nach erfolgter Installation der Baugruppen in den Containern und nach Auslieferung der KOMPLETT-Anlage an das Technikumsobjekt erfolgen.

AP II.3 – Inbetriebnahme zusätzlicher Verfahrensstufen

Sämtliche Baugruppen wurden in den Containern installiert, die KOMPLETT-Anlage ist an das Technikumsobjekt ausgeliefert und dort aufgebaut worden. Die „warme Inbetriebnahme“ unter Praxisbedingungen ist erfolgt.

Planung / Aufbau / Montage / Inbetriebnahme

Die Umsetzung der geplanten Ziele hat insgesamt sehr gut funktioniert. Kleinere Planungsfehler hat es dennoch gegeben. -> Ein Zugriff aus der Ferne auf die Konfigurationsdaten der Profibus PA Messtechnik ist durch den Einsatz der gewählten SPS-CPUs nicht möglich. Ein Austausch der CPUs würde dieses Problem jedoch beheben. Der Aufbau der Profibus PA Netze auf den Baugruppen ist nur schlecht zugänglich. Daher entsteht bei einer Fehlersuche an diesem Bus ein großer zeitlicher Aufwand. Der gesamte Aufbau passt sehr gut zusammen und nach anfänglichen Inbetriebnahme-Schwierigkeiten funktionierte das Gesamt-System sehr gut und erfüllte unsere anvisierten Ziele.

Steuerungs- und Regelungskonzepte

Die entwickelten Softwarebausteine funktionierten in der Praxis tadellos und liefern im Zusammenspiel mit dem Prozessleitsystem einen hohen Informationsgehalt über den Anlagenstatus.

Nachfolgende screen shoots zeigen die Bilder des Visualisierungssystems. Über diese Visualisierungsbilder kann die Anlage von Hand bzw. in Automatik bedient werden. Gleichzeitig erhält der Operator einen Überblick über den Betriebszustand.

In den nachfolgenden Bildern wird der grundsätzliche Bilderaufbau der einzelnen Module exemplarisch aufgezeigt.

Das erste Bild zeigt die Übersicht des Moduls ‚Membranbiologie'. Die nächste Ebene zeigt einen Ausschnitt des Moduls, hier ‚Belüftungsreaktor' mit zusammenhängenden Aggregaten.

Ein weiteres Bild zeigt das ‚Membranmodul' und das abschließende Beispiel das Membranmodul mit geöffneten Informationsfenstern, die unterschiedliche Parameter anzeigen und in denen auch Einstellungen vorgenommen werden können (z.Bsp. Konfiguration eines Reglerbausteines).

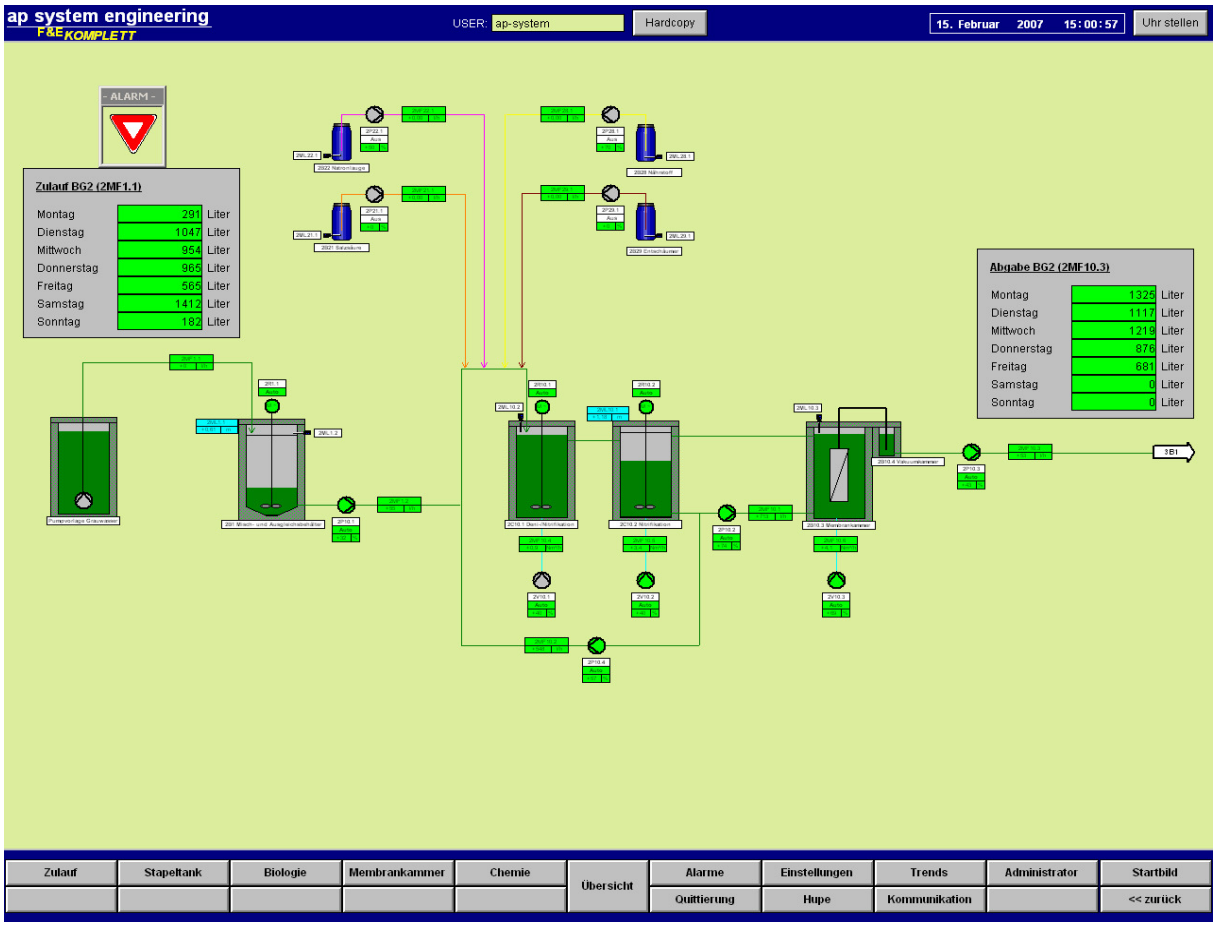


Abbildung 4*:* Übersicht Membranbiologie

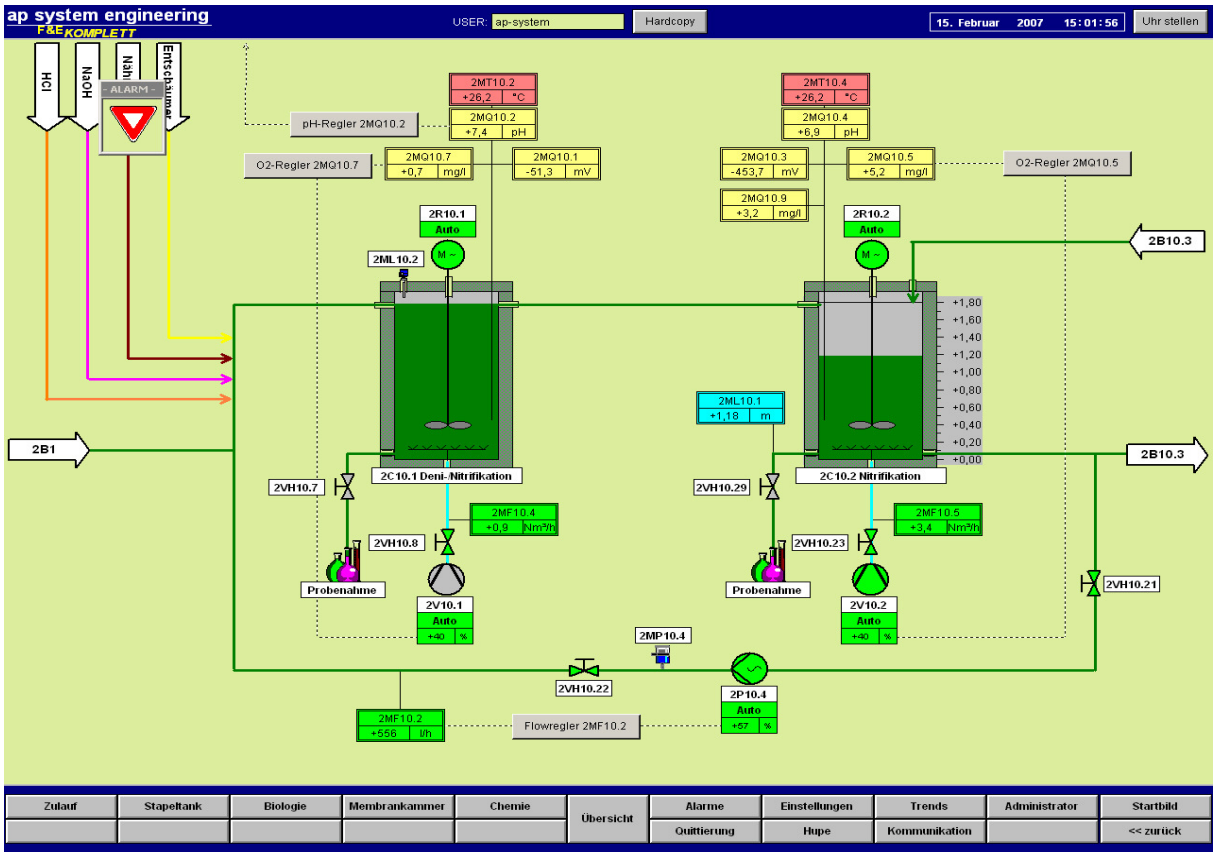


Abbildung 5*:* Detaillierte Übersicht Belüftungsreaktor der Membranbiologie

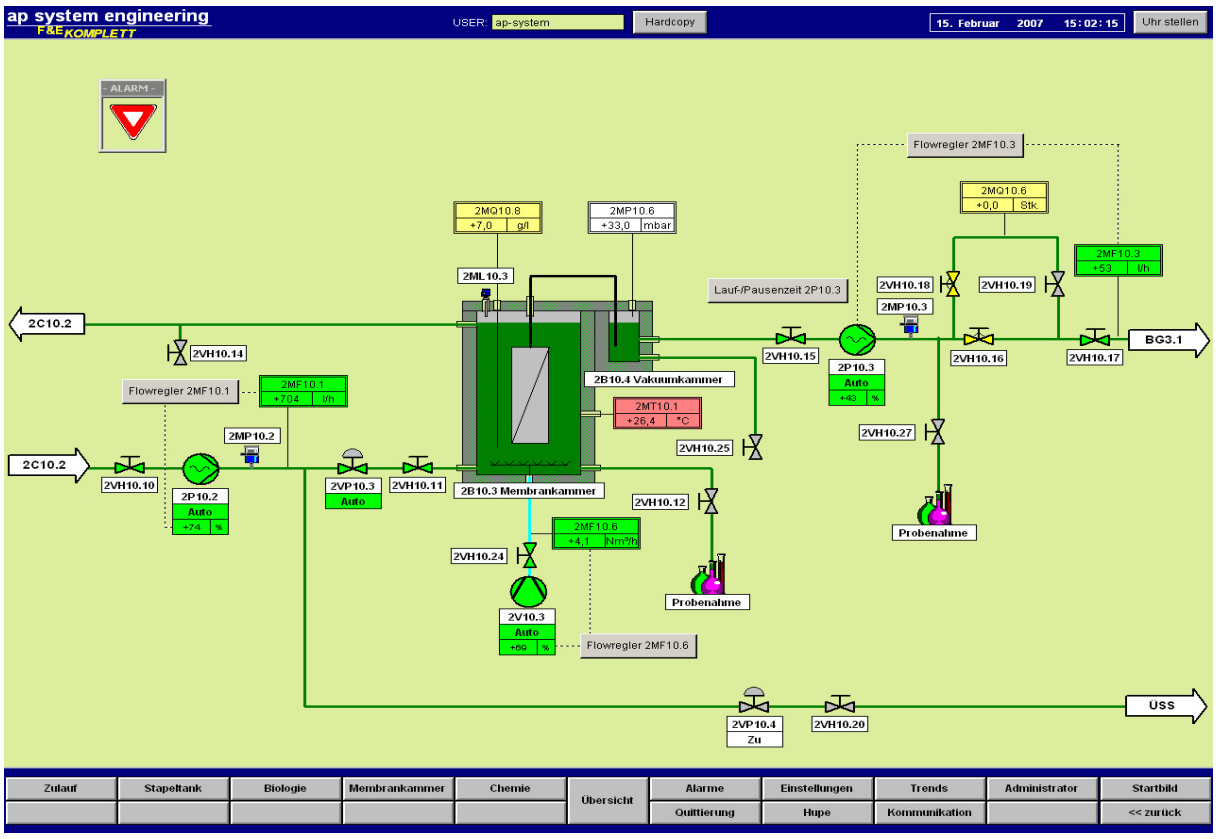


Abbildung 6*:* Membrankammer der Membranbiologie

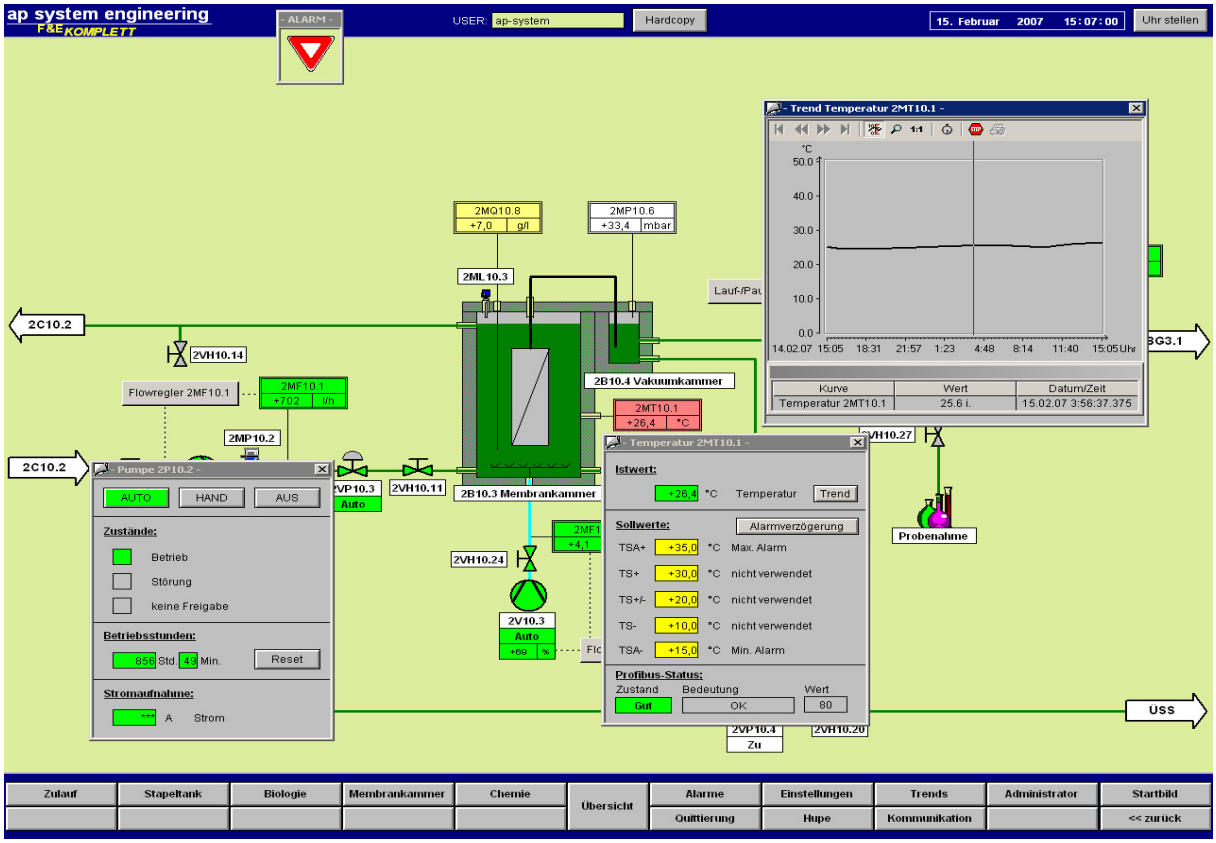


Abbildung 7*:* Membrankammer der Membranbiologie mit geöffneten Datenfenster

Störmelde- und Fernwartungssystem

Das Störmeldesystem arbeitete ohne Probleme. Der Zugriff über das Fernwartungssystem verschaffte uns einen sehr zuverlässigen, komfortablen und schnellen Zugang. Störungen werden ebenfalls in den Visualisierungsbildern an den entsprechenden Stellen angezeigt.

AP II.4 – Betrieb und Optimierung der Anlagentechnik

Weiterentwicklung der Steuerungs- und Regelungskonzepte

Die Möglichkeiten der Konzepte sind noch ausbaubar. Der Betrieb der Anlage wird noch einige Möglichkeiten und Erfordernisse aufzeigen, die verbessert werden können.

Weiterentwicklung des Fernwartungssystems

In der Weiterentwicklung des Fernwartungssystems steckt noch viel Potential. Im Hinblick auf eine Fern-Inbetriebnahme ist der Aufbau einer Voice-over-IP Technologie (Internet-Telefonie) in Ergänzung mit einer Webcam sinnvoll. Ein Video-Telefonie-System wurde integriert und ausgetestet.

Weitere Integration und Tests der intelligenten Visualisierung und des Diagnosesystems

Der Zugriff auf den OPC-Server, um steuernd (über die gekoppelten Fremdsysteme) in die Anlage eingreifen zu können, wurde in Zusammenarbeit mit der TU Kaiserslautern realisiert.

Aufbau des mobilen Bedien- und Beobachtungssystems

Zunächst konnte die Anlage ausschließlich über das Prozessleitsystem bedient werden. Um die interne Bedienung der Anlage zu erleichtern und beweglicher zu machen, wurde eine Mobile Device in das Gesamt-System integriert und über WLAN angebunden. Diese verfügt über eine WPA2-Verschlüsselung, die die notwendige Zugangssicherheit gewährleistet.

Im Zusammenhang mit dem Fernwartungssystem gingen die Überlegungen dahin, dieses mobile Gerät für die IP-Telefonie mit Webcam zu benutzen. Aufgrund mehrerer Probleme mit der Einrichtung des VPN-Zugangs sowie mit der Konfiguration des Webclients wurde das Betriebssystem Vista auf eine XP-Tablet-Version downgegraded. Unter Einsatz dieses Betriebssystems liefen die erforderlichen Applikationen einwandfrei. Die IP-Telefonie mit Webcam wurde auf dem mobilen Gerät integriert und ist funktionsfähig.

Dieser handheld PC gestattete Bedien- und Beobachtungseingriffe z.B. beim Anlagenrundgang an Ort und Stelle. Wenn beim Anlagenrundgang festgestellt wurde, dass diverse Anlagenparameter geändert werden mussten, konnte diese Änderung über den handheld PC direkt vorgenommen und das Resultat unmittelbar an der Anlage beobachtet werden.

Die Reichweite der Wlan-Verbindung ermöglichte diese Bedienung im gesamten Anlagenbereich. Über das 8-Zoll-Display konnte unter Zuhilfenahme der Scroll-Funktion die gesamte Bildschirmseite des Hauptbildschirms dargestellt werden.

Remote-Zugriff für administrative Zwecke

Um das Bedien- und Beobachtungssystem bei Programmänderungen des Steuerungssystems nicht zu blockieren, wurde zusätzlich in der Anlage ein Laptop platziert, der direkt über Profibus-DP ans System gekoppelt war und Programmänderungen im Steuerungsprogramm ermöglichte. Auf diesen Laptop konnte ebenso wie auf den WinCC-Rechner über oben beschriebenen VPN-Tunnel zugegriffen werden. Als Remote-Desktop-Programm kam das Freewareprogramm Real-VNC zum Einsatz, das in Kombination mit der VPN-Verschlüsselung ausreichende Daten- und Zugangssicherheit gewährleistete.

Die User- und Passwort-Zuweisung stellte zudem sicher, dass kein Missbrauch der nur für Administratoren zugänglichen Editor-Funktionen möglich war.

Logischerweise war für jeden Administrator der Zugriff auf sämtliche Anlagendaten sowie auf die Datenbanken möglich. Damit konnte neben der Datenverwaltung der Universität Kaiserslautern auch eine Auswertung der Daten für den Anlagenersteller vorgenommen werden.

AP II.5 - Integration und Funktionstest Diagnosesystem

Integration des MMI- und Diagnosesystems

Um die Systeme einbinden zu können, war ein Zugriff auf die SQL-Datenbank (archivierte Meßwerte) und den OPC-Server erforderlich. Der Zugang zum Prozessleitsystem konnte mittels der vorgenannten Möglichkeiten erfolgen.

Für das Datenauswertungsprogramm der Universität Kaiserslautern war es notwendig, auf dem Bedien- und Beobachtungssystem vor Ort eine OPC-Schnittstelle einzurichten, die die Daten online auf dem Rechnersystem zur Verfügung stellte. Auf diese Daten konnte dann beliebig zugegriffen werden. Da die VPN-Vernetzung von allen Betriebssystemen wie eine

LAN-Verbindung interpretiert wird, war der Zugriff auf den OPC-Server wie innerhalb einer „echten“ LAN-Verbindung möglich.

Damit konnten die Anlagendaten unmittelbar von einem Visualisierungssystem an der Universität Kaiserslautern eingelesen und zur dynamischen Bilddarstellung sowie zur Einrichtung diverser Trends verwendet werden.

Jeder zugangsberechtigte Remote-Teilnehmer konnte nach Belieben „seine“ eigene Visualisierung generieren, die dann über die OPC-Daten dynamisch den jeweiligen Anlagen-Istzustand anzeigen konnte. Ferneingriffsmöglichkeiten in die Parametrierebene wurden nach Absprache mit den jeweils berechtigten Teilnehmer vergeben. Diese Eingriffe wurden mittels eines Trace-systems mit Zeitstempel und Benutzer-Identifikation protokolliert.

Phase III – Pilotierung

AP III.1 – Modifikation der Gesamtanlage für den Pilotbetrieb

Der Umbau der Technikumsanlage und die erforderlichen Umbauarbeiten für den Pilotierungsbetrieb wurden fertig gestellt. Die damit verbundenen steuerungstechnischen Änderungen, die eine Anpassung der Elektro-, Steuer,- Mess- und Regeltechnik bedürfen, wurden durchgeführt und getestet.

AP III.2 – Installation KOMPLETTsystem

Die Anbindung der Pilotanlage an die Ver- und Entsorgungsleitungen des Gebäudes D des Fraunhofer-Instituts UMSICHT erfolgte in ähnlicher Weise, wie dies bereits in der Pilotphase in Kaiserslautern geschehen war. Die nunmehr 3 Sammelschächte wurden kontinuierlich füllstandsüberwacht und der Durchsatz der Anlage aufgrund des ansteigenden bzw. abfallenden Pegels in den Schächten entsprechend angepasst. Die folgende Abbildung zeigt die Anordnung der Abwasserschächte als Screenshoot der angepassten Anlagensteuerung.

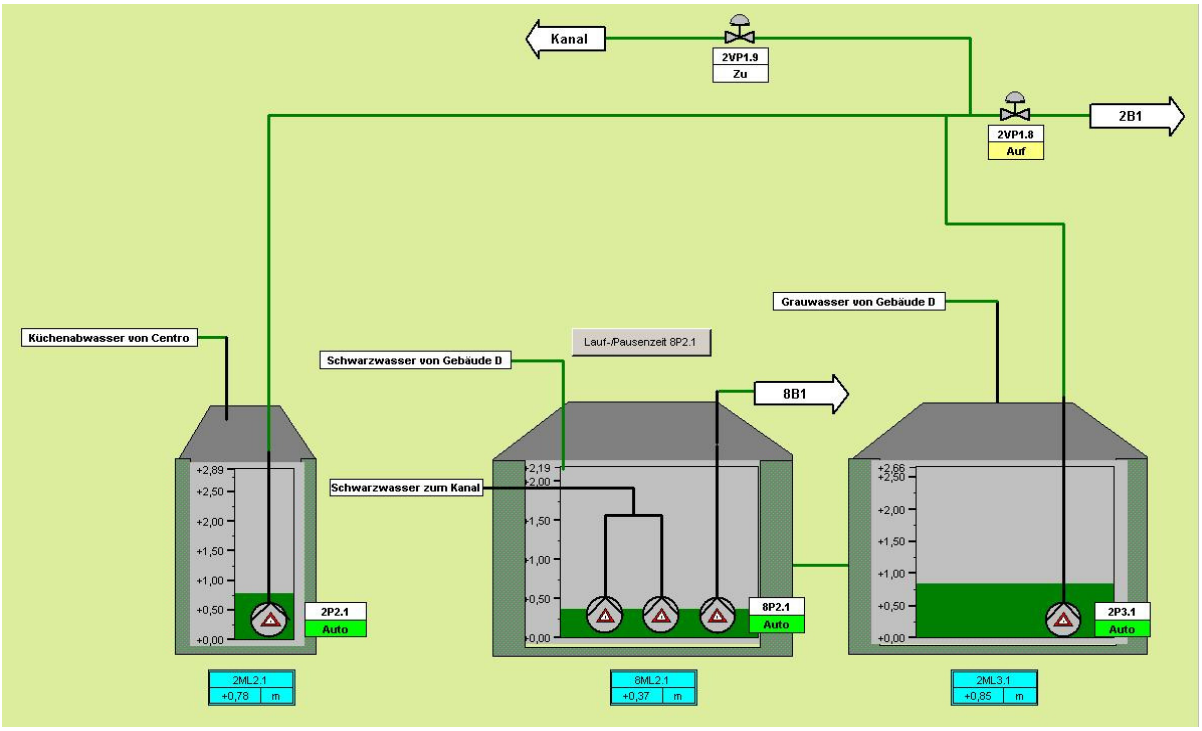


Abbildung 8*:* Abwassersammelschächte und Trendlinie Schwarzwasser

Die Einbindung der neuen Abwasserschächte für Schwarzwasser, Grauwasser und Küchenabwasser CENTRO erfolgte in das Steuerungsprogramm sowie in die Visualisierung.

AP III.3 Inbetriebnahme Gesamtanlage

Die Filtrationsleistung der vorgeschalteten Siebtrommel ist Fluktuationen unterworfen, die im Demonstrationsbetrieb bisher noch nicht eindeutig nachverfolgt werden konnten. Zur Aufrechterhaltung der Filtrationsleistung wurden die Intervalle der automatisierten Spülung mit gereinigtem Schwarzwasser entsprechend angepasst (Einbindung der Siebtrommel vgl. Abb. 9).

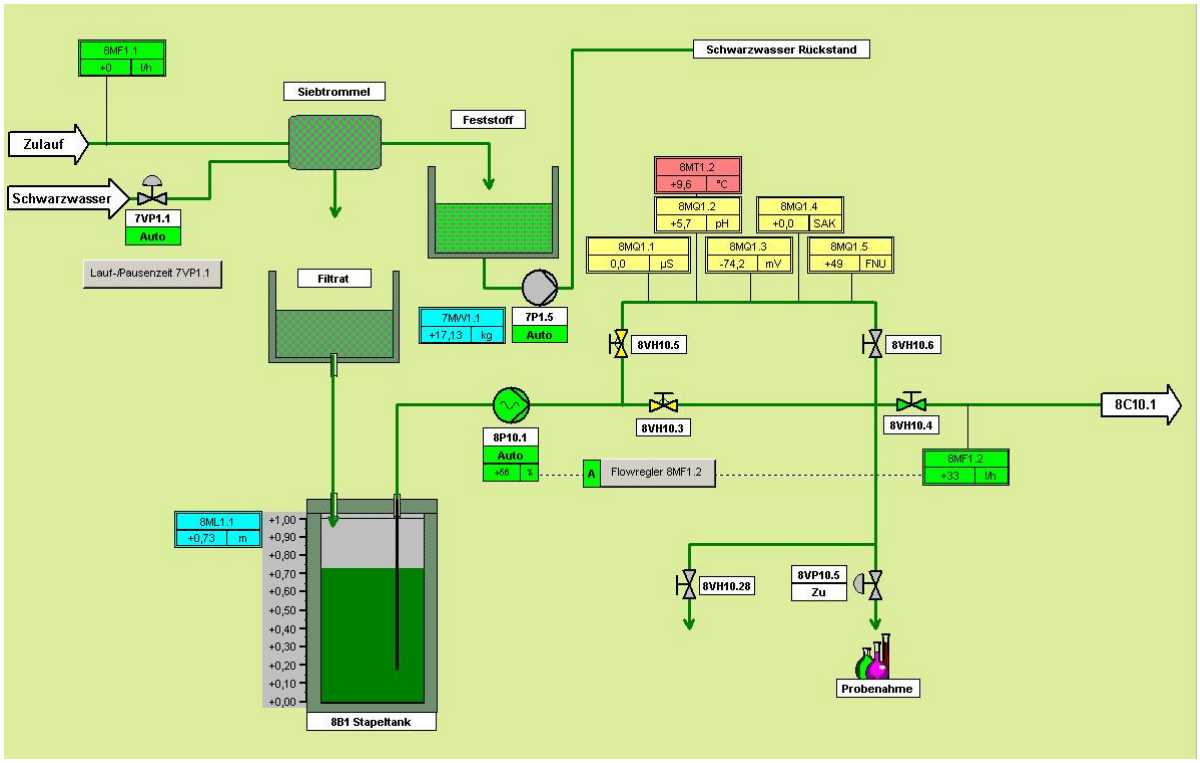


Abbildung 9*:* Abwassersammelschächte und Trendlinie Schwarzwasser

Ebenso wurden diverse Wasserkreisläufe zur UV-Behandlung in Baugruppe 5 und 6 sowie der Ozonbehandlungsstrecke der Baugruppen 3 und 9 modifiziert.

Durch die Sicherheitsvorgaben der IT-Abteilung von UMSICHT, wurde der VPN-System-zugriff neu modifiziert und die OPC-Schnittstelle optimiert. Dadurch verbesserte sich der Datenaustausch sowie der Remote-Desktop Zugriff.

Praxistest der Fernwirktechnik

Der komplette Internet-basierte Zugriff auf die Anlagentechnik wurde nach intensiven Diskussionen zwischen den Partnern UMSICHT, EC und ap sysüber einen separaten Server am Fraunhofer Institut ermöglicht. Diese Maßnahme wurde zur Aufrechterhaltung der Datensicherheit bei Fraunhofer UMSICHT notwendig. Daher war eine uneingeschränkter Zugriff auf die Steuerungssoftware mittels Ferneingriff ca. 2 Monate nach der Inbetriebnahme der Membranbioreaktoren möglich. Der weitere Praxistest der Fernwirktechnik verlief erfolgreich. Mittlerweile sind alle Funktionalitäten sowohl vor Ort als auch remote verfügbar.

Phase IV – Evaluierung

Bei der Einweisung des als ‚Hausmeister' agierenden Diplomanden des UMSICHT wurde festgestellt, dass noch Klärungsbedarf bei der Benutzung des Handhelds besteht. Diverse Programme waren aus seiner Sicht nur mühevoll nutzbar, da auf dem kleinen Bildschirm ständiges Scrollen nötig wurde.

Dieses Problem konnte nicht endgültig gelöst werden, da das Display des Handhelds natürlicherweise kleiner ist als das eines Desktop-PCs. Es wurden aber einige Hinweise zur Benutzung des Handhelds zusammengestellt, die insbesondere im Zusammenhang mit einem VNC-Viewer (Skalierung der Ansicht, evt. Bildschirmlupe,…) die Arbeit mit dem Handheld vereinfachen können.

Die im Internet verfügbare Anleitung zur Bedienung der Hauptfunktionalitäten von HANNAH wurde auf den aktuellen Stand gebracht und zusammen mit einer Anleitung, wie die HANNAH-Visualisierung über VPN und VNC aus der Ferne genutzt werden kann, an die Projektpartner geschickt. Die persönliche Einweisung in die HANNAH Visualisierung kann, wie am Beispiel des Hausmeisters demonstriert, über VPN/VNC undgleichzeitiges Telefonieren aus der Ferne erfolgen.

Bei Arbeitstreffen in Oberhausen wurde Feedback von den an der Anlage agierenden Experten eingeholt, was als Grundlage der Evaluation dient.

Vor dem Hintergrund der erfolgreichen telefonischen Einweisung einer Person vor Ort wurde die Nutzung einer VoIP-Software (Voice over IP – Internettelefonie) erprobt. Ziel dabei war es dem Nutzer ständigen und mobilen Zugriff auf einen entfernten Experten zu ermöglichen. Dies wurde dadurch realisiert, dass die Software direkt auf dem Handheld-PC installiert wurde, welcher über eine WLAN-Verbindung (WLAN – Wireless Local AreaNetwork) zum KOMPLETT-Prozess-Server Verbindung zum Internet aufnehmen kann. Der zur Verfügung stehende Handheld-PC verfügt dabei über die benötigten Audiofunktionalitäten Lautsprecher und Mikrophon. Darüber hinaus ermöglicht eine integrierte Digitalkamera die Übertragung von Standbildern und Echtzeitsequenzen, die zur Fehlererkennung und –analyse herangezogen werden können. Als VoIP-Dienst wurde zunächst Skype gewählt, welcher alle oben genannten Funktionen unterstützt und kostenlos im Internet zur Verfügung steht.

Erste Tests vor Ort in Oberhausen ermöglichten eine problemlose und einwandfreie Audio-Kommunikation von jedem Ort innerhalb der KOMPLETT-Anlage mit einem entfernten Experten am Standort Kaiserslautern als ‚Servicezentrale'. Lediglich die Echtzeit-Videoverbindung erfüllte aufgrund extremer Zeitverzögerungen nicht die Erwartungen; alternativ kann aber die Übermittlung von Standbildern zur Verdeutlichung

9.2 Abweichungen vom Arbeitsplan

Prinzipiell erfolgten keine Abweichungen vom Arbeitsplan dahingehend, dass Teilziele nicht erreicht wurden.

Zusätzlich wurde im Rahmen der gemeinsamen Arbeit die Integration der Teilprojekte intensiviert. Dies bedeutete, dass während der Modifikation der Technikumsanlage zwischen dem Betrieb in Kaiserslautern und dem Betrieb in Oberhausen verschiedene Änderungen in der Software und damit in der Automatisierung der Anlage ausgeführt und umgesetzt wurden.

Durch eine weitere Änderung, Aufbau eines separaten Rechners auf WIN CC Basis (zuerst eine Forderung von UMSICHT), konnten Änderungen des Softwareprogrammes direkt via Internet durchgeführt werden.

Mit der Einführung des ‚Mobile Device' konnten die gesteckten Ziele hinsichtlich des Datenaustausches übertroffen werden. Soweit ist eine direkte Reparatur- oder Serviceleistung vor Ort durch einen Mechaniker/Elektriker möglich, ohne das dieser sich ausschließlich mit dieser Anlage beschäftigt. Einschränkend ist in diesem Zusammenhang noch die Bildschirmgröße, so dass ein häufiges Scrollen erforderlich ist.

9.3 Verwertungsplan

Im Geschäftsfeld Engineering gibt es nur noch wenig ungenutzte Möglichkeiten zur Platzierung von Patenten. Das Potential zur Verwertung liegt vielmehr in der Erhöhung des Leistungsspektrums und dem gewonnenen Know-how, welches sich von der Konkurrenz deutlich abhebt.

Grundsätzlich können drei separat verwertbare Ergebnisse unabhängig vom KOMPLETT-Projekt erzielt werden.

Neuartige Steuerungs- und Regelungskonzepte werden die Verfügbarkeit und Zuverlässigkeit von Wasseraufbereitungsanlagen enorm erhöhen. Weiterentwickelte Visualisierungsverfahren und die Integration von geführten Hilfesystemen erhöhen den Bedienkomfort für den Anlagenbediener/-betreiber. Dieses erarbeitete Wissen bzw. die im Projekt entwickelten Softwarebausteine können ohne nennenswerten arbeits- und kostenintensiven Aufwand kurzfristig auf das tägliche Geschäft übertragen und als Leistungen angeboten werden.

Die Integration eines Diagnosesystems bzw. einer erweiterten Visualisierung (MMI) baut diese Funktionalitäten weiter aus und kann somit auch besonderen Kundenwünschen genügen. Eine durchgängig entwickelte Schnittstelle bietet die Möglichkeit, auch Systeme anderer Hersteller zu integrieren und damit die unterschiedlichsten Komplettsysteme zu realisieren.

Besonders gut kann die Kombination der durchgängigen Schnittstelle in Verbindung mit dem Fernüberwachungs- und Wartungssystem mittelfristig als Serviceleistung auf dem Markt platziert werden. Ergänzend zu den heutigen Wartungsverträgen mit Anlagenbetreibern kann auch eine Betriebsführung (z.B. in Zusammenarbeit mit der EnviroChemie) aufgebaut und angeboten werden.

Mit der schon praktizierten Softwareübertragung von Automatisierungsprogrammen, der Fernüberwachung von Inbetriebnahmeaktivitäten sowie der online-Kontrolle der Betriebsweise, können wir unsere Kunden während der ersten Betriebsjahre erheblich unterstützen. Dies wird zukünftig ein gutes Argument sein, um Aufträge zu erhalten.

Momentan erarbeiten wir eine Kostenstruktur, um diese Technik bei den nächsten Projekten anbieten zu können.

Weiterhin werden wir den Einsatz der entwickelten Technologie auch auf andere verfahrenstechnische Anlagen übertragen können, wo dezentrale Anlagen zum Einsatz

kommen. Damit erhoffen wir uns auch einen vergrößerten Kundenkreis und neue interessante Projekte für unser Unternehmen.

DANKSAGUNG

Für die finanzielle und hilfreiche Unterstützung möchte sich ap system engineering an dieser Stelle nochmals bedanken. Dies gilt an erster Stelle dem Bundesministerium für Bildung und Forschung, ohne dessen Unterstützung dieses Forschungsprojekt für uns nicht möglich gewesen wäre. Desweiteren gilt natürlich auch der Dank an alle beteiligte Universitäten und Firmen, die nun mehrere Jahre zusammen gearbeitet haben. Insbesondere möchten wir uns auch beim PTKA bedanken, dessen Rat und Hilfestellungen bei finanziellen sowie technischen Problemen notwendig und immer willkommen war.

Entwicklung und Kombination von innovativen Systemkomponenten aus Verfahrenstechnik, Informationstechnologie und Keramik zu einer nachhaltigen Schlüsseltechnologie für Wasser- und Stoffkreisläufe

Abschlussbericht
Kostenanalyse

im Auftrag des

Projektträgers Forschungszentrum Karlsruhe

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH

Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (WTE)

Verfasser

Villeroy & Boch AG, Mettlach (FKZ: 02wd0685)
EnviroChemie GmbH, Roßdorf (FKZ: 02wd0686)
Technische Universität Kaiserslautern (FKZ: 02wd0683)
Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn (FKZ: 02wd0684)
ap system engineering, Roßdorf (FKZ: 02wd0682)
Fraunhofer Institut UMSICHT, Oberhausen (FKZ: 02wd0966)

August 2009

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis I
Tabellenverzeichnis II
Abbildungsverzeichnis III
10 Kostenanalyse 4
10.1 Grundlagen / Betriebszahlen 4
10.1.1 Wasserverbrauch 4
10.1.2 Kosten für Betriebsmittel 7
10.2 Investition KOMPLETT-Anlagentechnik 8
10.2.1 Referenzdaten 8
10.2.2 Abschätzung der Investitionskosten (Ausgangswerte) 10
10.3 Listenrechnung KOMPLETT-System mit Betriebskosten 11
10.4 Einordnung der Investitionskosten für KOMPLETT in ein Gesamtprojekt 16
10.4.1 Investitionskosten für den Neubau eines Hotelkomplexes 17
10.4.2 Investition Wasserversorgungstechnik 18
10.4.3 Investition Abwasserreinigung / Abwasserableitung 19
10.4.4 Investitionskostenvergleich Gesamtprojekt 21
10.5 Einordnung der Kostenanalyse für KOMPLETT im Vergleich zu anderen neuartigen Sanitärsystemen 22
10.5.1 Vergleich mit konventioneller Technik 23
10.5.2 Kostenvergleich der neuartigen Sanitärkonzepte anhand der Literaturdaten 24
10.6 Zusammenfassung und Ausblick 26
Literaturverzeichnis 27

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Anfall von Grau- und Schwarzwasser nach Nutzungsart im F&E-Projekt 6
Tabelle 2: Betriebsmittelverbrauch in Technikums- und Pilotphase 7
Tabelle 3: Eigenschaften der Referenzprojekte zur Kostenermittlung für Scale-Up 9
Tabelle 4: Anschlussgrößen in Abhängigkeit der Nutzungsart 9
Tabelle 5: Ausgangsbasis der Kostenbetrachtung für einen Hotelneubau 12
Tabelle 6 Listenrechnung zur Kostenanalyse.....15
Tabelle 7: Abschätzung Gesamtinvestition Hotelkomplex.....17
Tabelle 8: Kostenschätzung Hinterwandinstallation 18
Tabelle 9: Kostenschätzung Abwasserreinigungsanlage 19
Tabelle 10: Kostenschätzung Abwasserableitung [€/lfm].....20
Tabelle 11: Kostenvergleich Konventionell / Komplett (Vollrecycling) 21
Tabelle 12: Kostenvergleich unterschiedlicher neuartiger Sanitärkonzepte 25

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Wasserverbrauch in europäischen Hotels (Hamele und Eckhardt, 2006)..... 5

Abbildung 2: Investitionskosten für die Anlagentechnik des KOMPLETT-Systems in Abhängigkeit des Durchsatzes (Stand Meilensteinbericht 2007) 10

Abbildung 3: Investitionskosten für das KOMPLETT-System in Abhängigkeit des Bewässerungswassers.....11

Abbildung 4: Investitionskosten Wasserversorgung mit zunehmender Leitungslänge 19

Abbildung 5: Investitionskosten Abwasserableitung mit zunehmender Leitungslänge 20

Abbildung 6: Kostenvergleich in Abhängigkeit von Leitungslängen 22

10 Kostenanalyse

10.1 Grundlagen / Betriebszahlen

Aufbauend auf den geplanten Anwendungsfeldern des KOMPLETT-Systems soll in den folgenden Kapiteln eine Analyse der Kostensituation unternommen werden. Dazu werden die in der Technikums- und Pilotphase gewonnenen Daten zum Betrieb der Anlagentechnik als Grundlage heran gezogen. Diese Datengrundlage umfasst im Wesentlichen den Aufwand für Betriebsmittel (Strom, Frischwasser (wo benötigt), Chemikalien, Vor-Ort-Analyse), den notwendigen Betreuungsaufwand (Anlagenrundgang, Wartungen) und die Kosten für Ersatzteile (z.B. Verschleiß von Pumpen, Statoren, Ersatz von UV-Lampen und Membranersatz). Diese Betriebskosten werden in verschiedenen Szenarien zusammen mit den Investitionskosten des Systems betrachtet. Ein Projektkostenbarwert wird nicht ermittelt. Diese hier vorgenommene stark vereinfachende Betrachtung vernachlässigt Effekte, die sich durch positive Änderungen und Technologieanpassungen während des Nutzungszeitraums ergeben können, und erlaubt insofern nur eine eingeschränkte Aussage zur Investitionsentscheidung. Wie sich in anderen Projekten ähnlicher Ausrichtung jedoch bereits gezeigt hat, bestimmen die Investitionskosten des Systems maßgeblich den Projektkostenbarwert, also den Betrag, der im Bezugszeitpunkt für die Finanzierung des Projektes bereit gestellt werden müsste (Oldenburg und Dlabacs, 2006). Weitere positive Effekte neuartiger Sanitärsysteme, wie z.B. Einsparungen von Kunstdünger durch Nährstoffkreislaufführung, verbesserte Ökologie, Flexibilität gegenüber wechselnden Umweltbedingungen und Autarkie gegenüber zentralen Ver- und Entsorgungseinrichtungen werden ebenfalls nicht monetär erfasst. Diesbezüglich sei auf neueste Ausführungen von Hillenbrand (2009) verweisen, der sich eingehend mit diesen Fragestellungen befasste. Die in den praktischen Untersuchungen erzielten Ergebnisse werden anschließend beispielhaft auf die Anwendung des Systems in einem Großobjekt „Hotel“ übertragen.

Bei der Analyse der Kosten des KOMPLETT-Systems steht nicht der Vergleich mit der in Westeuropa etablierten zentralen Ver- und Entsorgungsinfrastruktur im Vordergrund. Vielmehr sollen unter realistischen Randbedingungen die Kosten für Wasserrecycling mit dieser hoch-technisierten Lösung ermittelt werden. Die Exportfähigkeit des Systems resultiert maßgeblich auf dem weitgehenden Verzicht auf zentrale Ver- und Entsorgungsinfrastruktur, der in ariden und semi-ariden Gebieten nur unter weitergehendem Wasserrecycling gelingen kann. Dazu werden die ermittelten Kosten für KOMPLETT in den größeren Rahmen eines Gesamtprojekts eingeordnet.

10.1.1 Wasserverbrauch

Der wesentliche Faktor für die Anlagengröße und damit auch für die Anlageninvestition ist der personenbezogene Wasserverbrauch, der sich im Weiteren in Grau- und Schwarzwasseranfall aufteilt. Dieser Wasserverbrauch ist immer eine Funktion der Gebäudenutzung (Büro, Hotel, Gaststätte, Wohnbebauung…), der sanitären Ausstattung (z.B. Wasserspareinrichtungen an WCs), des betrieblichen Wassermanagements und des spezifischen Nutzerverhaltens. Während der personenbezogene Wasserverbrauch in Deutschland seit Jahren rückläufig ist und derzeit bei ca. 120 - 130 L/(EW·d) liegt (Leist und

Magoulas, 2002), schwankt der Wasserverbrauch weltweit stark (z.B. USA ca. 300 L/(EW·d)).

In Hotelanlagen liegt der personenbezogene Wasserverbrauch noch wesentlich höher, im Mittelmeerraum z.B. bei 500 – 600 L pro Übernachtung, in Südostasien bis zu 900 L/Übernachtung (www.visumtourism.de). Eine Erhebung der Maritim Hotels in Deutschland ergab einen personenspezifischen Wasserverbrauch von ca. 323 L/(Person·d) (Söhler, 2006). Eine ältere Studie der DEHOGA aus dem Jahr 1997 (Dehoga, 1997) ermittelte in einem Betriebsvergleich von 8 Betrieben (Hotel Garni und Pensionen) eine Bandbreite zwischen 60 L/(Person·d) und 370 L/(Person·d). Bei höherer Ausstattung steigt tendenziell auch der Wasserverbrauch (z.B. durch Schwimmbad, Sauna, Wellness-Bereich). Neuere Zahlen von Ecotrans e.V. (Hamele und Eckardt, 2006), die in Untersuchungen im Rahmen des Life-Programms der EU erarbeitet wurden, zeigen bei 5-Sterne Hotels bis zu 594 L Wasserverbrauch pro Übernachtung (310 L/Übernachtung als Benchmark). Unter Berücksichtigung von warmen Mahlzeiten reduziert sich der Verbrauch jedoch auf ca. 400 L/Übernachtung bzw. 231 L/Gast. Ein im Hotel befindliches Schwimmbad schlägt mit ca. 60 L/Übernachtung zu Buche. Ein Wasserverbrauch von 250 - 300 L/Gast ist damit in guter Näherung für die Auslegung von Wasserrecyclingsystemen anzusetzen.

			Durchschnitt	Benchmark
	Datensätze	Durchschnitt m³	Liter/Übernachtung	Liter/Übernachtung
2 Sterne	20	2.357	454	283
3 Sterne	118	5.306	424	210
4 Sterne	91	13.644	335	201
5 Sterne	16	33.680	594	310

Gewichtete Anzahl der Gäste (Gast) = Übernachtungen + 0,25 x warme Mahlzeiten

	Durchschnitt		Benchmark	
Durchschnitt m³	Liter/Übernachtung	Liter/Gast	Liter/Übernachtung	Liter/Gast
14.354	399	231	274	150

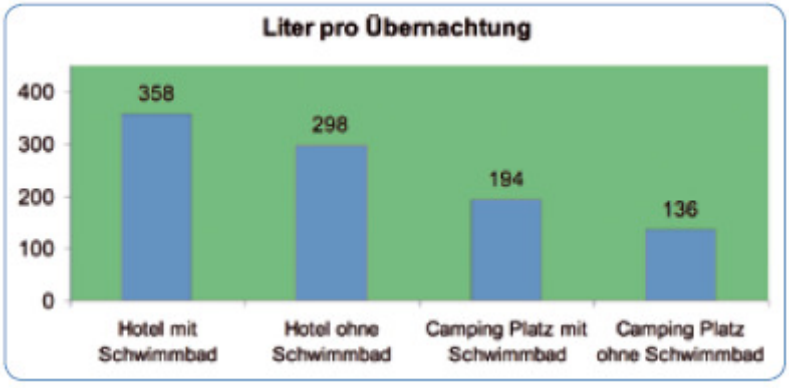


Abbildung 1 Wasserverbrauch in europäischen Hotels (Hamele und Eckhardt, 2006)

Aus diesen Zahlen wird deutlich, dass für eine Nutzung im Hotelgewerbe von einem wesentlich höheren personenbezogenen Wasserverbrauch im Vergleich zu einer herkömmlichen Wohnbebauung ausgegangen werden muss. Auch die Verteilung von Schwarzwasser und Grauwasser variiert entsprechend stark in Abhängigkeit von der Nutzungsart. Der Grauwasseranteil im Hotelgewerbe liegt weit über dem konventioneller Wohnnutzung, in Bürogebäuden weit darunter. Dies bestätigt sich auch in den Zahlen, die im Technikums- und Pilotbetrieb der KOMPLETT-Anlage ermittelt wurden.

Der in der Technikums- und Pilotphase ermittelte spezifische Abwasseranfall ist zusammenfassend in der folgenden Tabelle aufgeführt.

Tabelle 1: Anfall von Grau- und Schwarzwasser nach Nutzungsart (Medianwerte) im F&E-Projekt

Nutzung	[1)]	Pers.	Grauwasser		Schwarzwasser		Gesamt	
			[L/d]	[L/Pers/d]	[L/d]	[L/Pers/d]	[L/d]	[L/Pers/d]
Wohnblock	IDM	15	1108	73,9	523	34,9	1631	108,8
Bürogebäude	WZ	58	179	3,1	988	17,0	1167	20,1
	IDM		242	4,2	452	7,8	1894	32,7
Centro	IDM		200					
Addition	IDM		1000					

1) IDM: Zähler der KOMPLETT-Anlage, WZ: Wasserzähler des ProjektpartnersFhI UMSICHT

Der Abwasseranfall während der Technikumsphase (Nutzung „Wohnblock“) beläuft sich auf ca. 90 % des theoretischen personenbezogenen Wasserverbrauchs von 120 L/(EW·d). Ursprünglich wurde bei der Anlagendimensionierung von einem spezifischen Grauwasseranfall von 100 L GW/(Pers·d) und einem Schwarzwasseranfall von ca. 30 L SW/(Pers·d) (GW/SW = 3,3) ausgegangen. Das real ermittelte Verhältnis GW/SW = 2,1 zeigt, dass tendenziell mehr Schwarzwasser als erwartet abgeleitet wurde.

Im Vergleich dazu werden in reinen Bürogebäuden pro Mitarbeiter nach Zählungen des FhI UMSICHT ca. 20 L Abwasser/d, davon 17 L SW/(Pers·d), produziert, bei einem gemessenen Verhältnis GW/SW = 0,18. Nach Pistohl (2007) beträgt dieser Verbrauch durchschnittlich 25 - 35 L. 70 - 85 % des Wasserbedarfs werden dabei für die Toilettenspülung verwendet. Nach Befragungen des FhI UMSICHT zum Nutzerverhalten der Mitarbeiter ergibt sich ein normaler Wert von ca. 14 L SW /(Pers·d) (Keuter, 2009). Aus Auswertungen der Zuflussmessung zur Anlage resultieren jedoch nur ca. 8 L SW/(Pers·d). Dies ergibt einen Minderverbrauch von ca. 40 % zum theoretisch ermittelten SW-Volumenstrom, bzw. 53 % zur Ablesung der Wasserzähler. Dieser Widerspruch ist zunächst nicht aufzulösen. Aus Erhebungen von V&B zu Einsparungen von Schwarzwasser durch Wasser sparende Sanitärkeramik (Urinale, WCs) wird nominell ein Minderverbrauch von 40 % gegenüber konventioneller Sanitärkeramik prognostiziert. Dies entspräche einem SW-Anfall von ca. 14 L SW/(Pers·d)·0,6 = 8,4 L SW/Pers·d.

10.1.2 Kosten für Betriebsmittel

Im Technikums- und Pilotbetrieb der Komplett-Anlagentechnik wurden über einen längeren Zeitraum die zum Anlagenbetrieb notwendigen Betriebsmittel registriert. Über Stromzähler wurde die aus dem Netz bezogene elektrische Energie (kWh) sowohl insgesamt als auch auf die einzelnen Baugruppen bezogen gemessen. Zusätzlich wurde der Frischwasserverbrauch der Anlage aufgezeichnet, der sich in den Versuchsphasen im Wesentlichen aus Frischwasser für Reinigungsoperationen und Handwäsche zusammen setzte. Aus diesem Frischwasserverbrauch kann der intern im System zu zirkulierende Reinwasserstrom abgeschätzt werden. Kosten für Ersatzeile und Chemikalien (NaOH, Entschäumer, Chlordioxid-Lösung, Essigsäure als C-Quelle, Membranreiniger, Chlorbleichlauge, vor Ort eingesetzte Schnelltest-Kits) wurden ebenfalls über die Versuchszeiträume ermittelt. Die Verbräuche bzw. die daraus entstehenden täglichen Kosten sind getrennt für Technikumsphase und Pilotbetrieb in der folgenden Tabelle aufgeführt.

Tabelle 2: Betriebsmittelverbrauch in Technikums- und Pilotphase

Betriebsmittel		Technikum	Pilot	Änderung
Stromverbrauch	[kWh/d]	190	155	- 18 %
Frischwasser	[m³/d]	0,07	n.b.	n.b.
Chemikalien	[€/d]	2,71	1,95	- 28 %
Schnelltests	[€/d]	4,49	6,77	+ 51 %
Ersatzteile	[€/d]	55	42	- 24 %

Anhand der Tagesverbräuche bzw. der Tageskosten wird deutlich, dass durch die Optimierungen von Pilot- auf Technikumsbetrieb – unabhängig von der Höhe der absoluten Verbräuche – zum Teil wesentliche Einsparungen erzielt werden konnten. Neben einem verringerten täglichen Stromverbrauch durch Austausch von Komponenten und Anlagenmodulen macht sich ein geringerer Ersatzteilbedarf und Chemikalienverbrauch positiv bemerkbar. Der geringere Chemikalienverbrauch ist in Abhängigkeit der reduzierten Schwarzwasserbelastung aus dem Nutzungsverhalten in der Pilotanwendung zu erklären (siehe Abwasserzusammensetzung Pilotbetrieb). Darüber wurde der Einsatz von Essigsäure als C-Quelle und Entschäumerlösung minimiert. Die höheren Aufwendungen für Vor-Ort-Analytik durch Schnelltests im Pilotbetrieb resultieren maßgeblich aus der eingeführten Routineaufgaben der sogenannten „Hausmeisterfunktion“, die im Technikumsbetrieb am Standort Orffstrasse maßgeblich durch das analytische Labor der TU Kaiserslautern, FG SiWaWi durchgeführt wurden.

Der Betriebsmittelverbrauch für den Anlagenbetrieb hängt maßgeblich von den durchgesetzten Volumenströmen von Grau- und Schwarzwasser ab. Dies gilt insbesondere für Chemikalien zur pH-Wert-Einstellung, Entschäumer und C-Quelle zur Denitrifikation. Der Verbrauch von Reinigungschemikalien wird dagegen maßgeblich von der Anlagengröße bedingt. Die einzusetzende Chemikaliendosierung, beispielsweise für eine

Membranreinigung, ist eine Funktion der verwendeten Membranfläche und der Anlagenbaugröße, falls der in unterschiedlichen Anlagen installierten Membranfläche ähnliche Dimensionierungsrichtlinien zugrunde liegen.

Der Bedarf an Schnelltests zur Routineprüfung der Anlagenfunktion ist dagegen weitgehend unabhängig von Anlagengröße und Durchsatz und definiert sich durch die Anzahl der eingesetzten Aufbereitungsstufen, die der Überwachung bedürfen.

Ersatzteilkosten beruhen maßgeblich auf der Baugröße eingesetzter Aggregate und technischer Einrichtungen. Hier gilt tendenziell, dass Ersatzteilkosten prozentual zur Investitionssumme der Anlagentechnik steigen. Die Investitionssumme der Anlagentechnik der KOMPLETT-Anlage steigt jedoch nicht linear mit dem Anlagendurchsatz (s.u.).

Der Anlagendurchsatz beeinflusst jedoch maßgeblich den Energieverbrauch (hier v.a. den Stromverbrauch) der KOMPLETT-Anlagentechnik. Durch die Vergrößerung der bei höherem Durchsatz notwendigen Aggregate steigt die Effizienz. Damit sinkt der spezifische Stromverbrauch pro Kubikmeter gereinigten Grau- oder Schwarzwassers bzw. in Abhängigkeit der an das System angeschlossenen Personenzahl.

Diese Zusammenhänge werden im Vergleich der Investitions- und Betriebskosten als Funktion der Anlagenbaugröße in den folgenden Abschnitten eingehender betrachtet.

10.2 Investition KOMPLETT-Anlagentechnik

10.2.1 Referenzdaten

Die Investition in das KOMPLETT-System ist eine Entscheidung für eine dezentrale Infrastruktur nahe am Verbraucher bzw. nahe am Anfallort des Abwassers, die es durch intensives Wasserrecycling ermöglichen soll, unter stark limitierten Wasserressourcen Wasserdargebot und -verbrauch in Übereinstimmung zu bringen. Bei der Ermittlung der Kosten für Anlagentechnik und MSR-Technik des Systems nach jetzigem Stand zeigen sich in Abhängigkeit des Durchsatzes (der Anschlussgröße) wie bei konventionellen Systemen positive Skaleneffekte. Die Ergebnisse der Listenrechnung der Komponenten für das System in Abhängigkeit des Abwasserdurchsatzes zeigt Abbildung 2. Für diese Rechnung wurde von einem Anwendungsfall mit maximaler Recyclingquote ausgegangen, die nach bisherigen Erfahrungen bei ca. 90 % liegen kann. Sowohl Grauwasserbehandlung als auch Schwarzwasserreinigung sind daher mit dem „Optimum an Reinigungsstufen“ bestückt, wie sie auch im Technikums- und Pilotbetrieb verwirklicht wurden. Für die realistische Einschätzung der Kosten eines großtechnischen Systems wurden bei diesen Berechnungen folgende Annahmen getroffen:

- Die unumgänglichen Wasserverluste des Systems werden durch externe Quellen gedeckt, die Rohwasser in einer Qualität liefern, die direkt in die Grauwasserbehandlungslinie eingespeist werden kann. Diese Annahme erscheint realistisch, da in der Grauwasserbehandlungslinie eine fast vollständige Trinkwasseraufbereitungsanlage integriert ist.
- Die Ausstattung der Messstellen wird nach den Erkenntnissen des F&E-Projektes reduziert.

- Skalierungseffekte für unterschiedliche Größen einzelner Aggregate werden aufgrund von in der Praxis durchgeführten Recycling- und Industrieprojekten berücksichtigt und auf die KOMPLETT-Anlagentechnik übertragen. Die Technologie der dafür verwendeten Referenzprojekte ist in Tabelle 3 aufgeführt.

Tabelle 3: Eigenschaften der Referenzprojekte zur Kostenermittlung für Scale-Up

Projekt	Jahr	Durchsatz [m³/h]	Technologie
Prozesswasserrecycling	2009	10	- Vorabscheidung - Membranbioreaktor (Tauchmodule) - Umkehrosmose - Stapeltank mit ClO_2-Dosierung
Oxidation mit Ozon	2006	2	- Druckreaktor Edelstahl - Injektorbegasung mit Kreislaufführung - Katalytische Restozonvernichtung - Ozonerzeuger max. 0,62 kg O_3/h - PSA-Anlage
Aktivkohleadsorption	2009	10	- 2 Aktivkohleadsorber (je 20 m³) - Rückspültank mit Partikelfilter - Automatische Ventilbatterie

Im Folgenden werden die Kosten des KOMPLETT-Systems beispielhaft für einen Grauwasser-Anfall von $Q_{h,GW}$ = 10 m³/h und einen Schwarzwasseranfall von $Q_{h,SW}$ = 1 m³/h berechnet. Die zu diesen Durchsätzen äquivalenten Anschlussgrößen können mit den Grundlagen aus Kapitel 10.1.1 annähernd berechnet werden. Entsprechend ergibt sich für den Anwendungsfall „Hotel“ eine Anschlussgröße von ca. 950 – 1000 Personen.

Tabelle 4: Anschlussgrößen in Abhängigkeit der Nutzungsart

Nutzung	Grauwasser			Schwarzwasser		
	[L/d]	[L/Pers/d]	Pers	[L/d]	[L/Pers/d]	Pers
Wohnblock	240.000	73,9	3.500	24.000	34,9	690
Bürogebäude	240000	4,2	57.140	24.000	17,0	1.410
Hotel	240.000	250[1]	960	24.000	24,4[2]	980

[1] Abschätzung nach Ergebnissen von Hamele und Eckardt (2006)

[2] 30% Reduktion durch Wasser-Spar-WCs gegenüber Wohnbebauung

10.2.2 Abschätzung der Investitionskosten (Ausgangswerte)

Mit Hilfe einer vereinfachten Listenrechnung können aus den realisierten Projekten zusammen mit den im F&E-Projekt gesammelten Erfahrungen und Daten hinreichende abgesicherte Aussagen über die mit dem KOMPLETT-System verbundenen Kosten gemacht werden. Mit den zum Meilensteinbericht des Projektes im Jahr 2007 vorliegenden Informationen wurde eine erste Abschätzung über die Investitionskosten der Anlagentechnik in Abhängigkeit des angestrebten Anlagendurchsatzes vorgenommen (vgl. Abbildung 2). Diese Schätzung war noch mit einer Unsicherheit von ca. ± 30 % behaftet. Wie aus Abbildung 2 ersichtlich ist, wurden die Investitionskosten für die Anlagentechnik bei einem Durchsatz Q_{SW+GW} = 500 m³/d auf ca. 1,9 Mio. Euro veranschlagt. Die Investkosten für die integrierte MSR-Technik schlagen mit ca. 300.000 Euro zu Buche. Wie zu erwarten war, zeigten sich im Vergleich zu Anlagengrößen mit kleinen Durchsätzen positive Skalierungseffekte. Im Gegensatz zu den Kosten der Anlagentechnik sind diese Skalierungseffekte für die MSR-Kosten nur untergeordnet. Daher beträgt der Anteil der MSR-Technik an den Investitionskosten für die Anlage Q = 500 m³/d ca. 14 %, während bei einem Viertel des Durchsatzes der Anteil bereits auf 17 % gestiegen ist. Für kleinere Anlagengrößen wird dieses Verhältnis noch ungünstiger. Der hohe Anteil der MSR-Technik wird vor allem durch den hohen Standard der im KOMPLETT-Projekt verwendeten Bus-Technik bedingt, die die weitgehende Fernüberwachung der Anlage ermöglicht. Bei MSR-Technik nach konventionellem Standard beträgt der Anteil an den Investitionskosten ca. 10 % (Erfahrungen aus realisierten Industrieprojekten der EC).

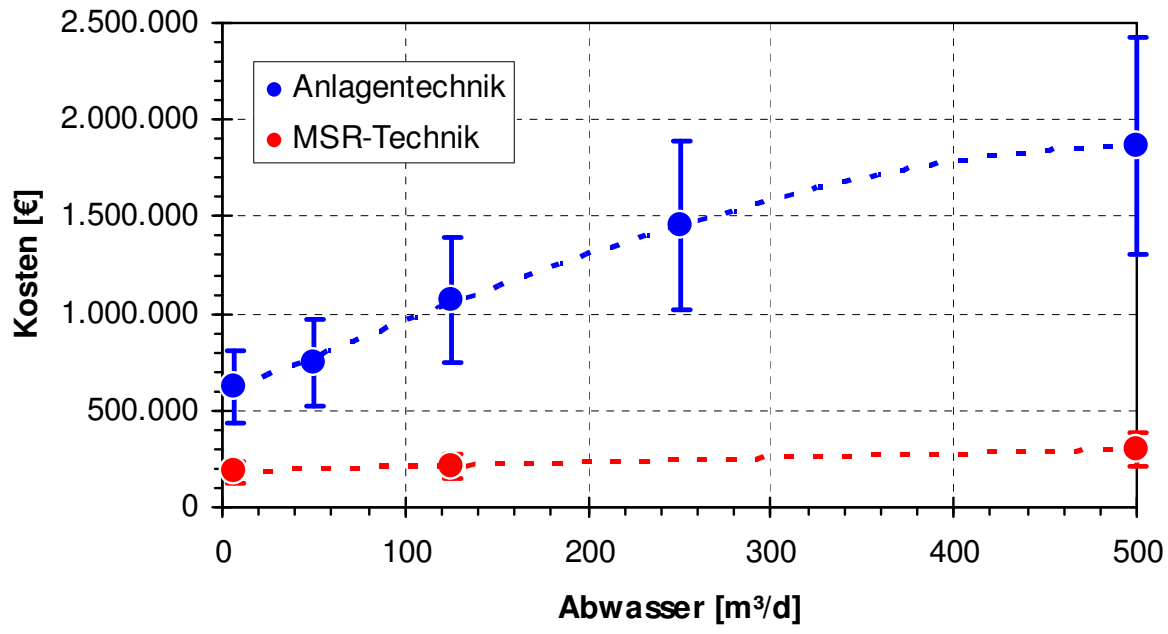


Abbildung 2: Investitionskosten für die Anlagentechnik des KOMPLETT-Systems in Abhängigkeit des Durchsatzes (Stand Meilensteinbericht 2007)

Mit abnehmender Recyclingquote des Systems verringern sich aufgrund der reduzierten Aufbereitungstechnik auch die Investitionskosten für die KOMPLETT-Anlage. Dies ist beispielsweise dann der Fall, wenn behandeltes Abwasser für untergeordnete Zwecke, wie die Bewässerung von Grünflächen und Pflanzen eingesetzt werden muss. Für diese Zwecke macht es keinen Sinn, hochwertiges Rohwasser zu verwenden, sondern es ist vielmehr gezielt behandeltes Schwarz- oder Grauwasser einzusetzen. Konsequenterweise bedeutet dies ebenso, dass die in der KOMPLETT-Anlage verwendeten Verfahren einer konventionellen Behandlungsanlage immer näher kommen, da technisch aufwendige Maßnahmen zum Recycling nur als kleinere Baugrößen - oder überhaupt nicht - eingesetzt werden müssen. In Abbildung 3 sind diese Kosteneffekte, die ebenfalls anhand einer Beispielanlage mit Q = 500 m³/d Kapazität errechnet wurden, dargestellt: Vom Vollrecycling bis hin zur kompletten Nutzung des behandelten Grau- und Schwarzwassers zu Bewässerungszwecken reduzieren sich die Anlagenkosten um ca. 50 %. Als wesentliche Reinigungsstufen finden sich in diesem Konzept Membranbioreaktoren für Grau- und Schwarzwasser mit nach geschalteten UV-Desinfektionsanlagen ohne Ozonierung.

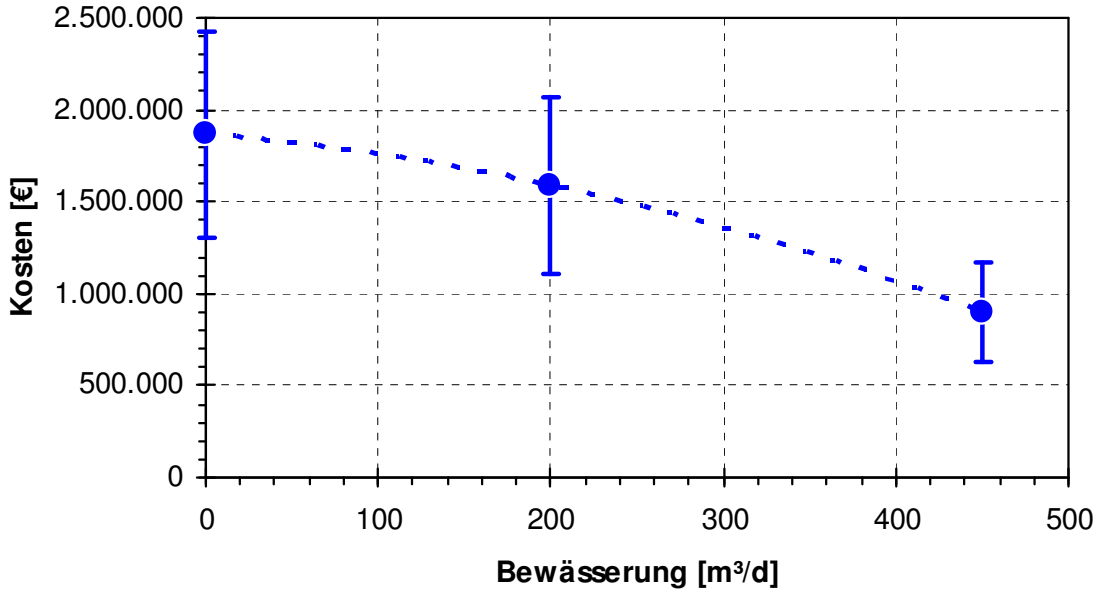


Abbildung 3: Investitionskosten für das KOMPLETT-System in Abhängigkeit des Bewässerungswassers

10.3 Listenrechnung KOMPLETT-System mit Betriebskosten

Zur genaueren Kostenanalyse wurden alle im Projekt gesammelten Daten (Technikums- und Pilotphase) in einer Listenrechnung vereint. Neben einer erneuten Prüfung der Investitionskosten wurden auch die Ansätze für Betriebsmittel aus Tabelle 2 übernommen. Die Ergebnisse sind in vergleichend zusammen gefasst. Die betrachteten Fälle sind

- Technikumsphase Kaiserslautern mit KOMPLETT-Anlagentechnik
- Pilotphase FhI UMSICHT mit KOMPLETT-System

- Hotelanwendung mit KOMPLETT-System und Hotelanwendung konventionell

Zu beachten ist, dass in der Listenrechnung nur die mit dem KOMPLETT-System verbundenen **Mehr- oder Minderkosten** aufgeführt sind. Für die Anlagentechnik entspricht dies z.B. den Projektkosten, für die Sanitärkeramik jedoch nur der Kostendifferenz zwischen konventioneller Ausstattung und „Wasserspar-Ausstattung".

Für das KOMPLETT-System wird stark vereinfachend für alle Teilbereiche eine Nutzungsdauer von t = 15 a angenommen. Über diesen Zeitraum muss die Investition abgeschrieben werden. Genau genommen trifft dies nur für die maschinentechnische Ausrüstung der KOMPLETT-Anlage zu. Investitionen in bauliche Veränderungen werden über wesentlich längere Zeiträume abgeschrieben. Da jedoch der bauliche Anteil der Investitionskosten bei der gewählten kompakten Anordnung vergleichsweise gering ausfällt, scheint diese Vereinfachung – auch vor dem Hintergrund der in den Ausgangsdaten vorhandenen Unsicherheiten – zulässig. Die Verzinsung des zur Investition notwendigen Kapitals wird mit 6 % veranschlagt. Unter Anwendung der Halbwertmethode errechnet sich so ein durchschnittlicher Zinssatz von 3 % über den Abschreibungszeitraum.

Die in der Listenrechnung aufgeführten Kategorien erklären sich wie folgt:

Zufluss

Die in der Technikums- und Pilotphase gewonnenen Daten werden um Literaturdaten ergänzt (vergleiche Kapitel 10.1.1 Wasserverbrauch).

Anfallstellen

In dieser Kategorie werden die in den betrachteten Objekten angeschlossenen Anfallstellen von Grau- und Schwarzwasser aufgeführt. Die Annahmen als Ausgangsbasis für die Bewertung eines Hotelneubaus sind in der folgenden Tabelle gelistet. Als Bewertungsmaßstab dient ein 1.000 Betten Hotel mit 4 Sterne Standard. Da die Bauform des Hotels (mehrgeschossig, Einzelbauten, Ferienanlage) den maßgeblichen Einfluss auf Leitungslängen der Ver- und Entsorgungsleitungen ausübt, wurde ein relativ kompakter Baukörper mit 5 Bettengeschossen gewählt.

Tabelle 5: Ausgangsbasis der Kostenbetrachtung für einen Hotelneubau

Kriterium	Festlegung
Hotelausführung	1.000-Betten Hotel mit 4 Sterne Standard
Bauform	5 Bettengeschosse über Allgemein-Erdgeschoss
Anzahl der Nasszellen	750 Stück
Allgemein-Toiletten	pro WC+Urinal+Waschtisch € 900,- für Rohrmontage
Systemtrennung	separate Grau- und Schwarzwasserableitung

In der Listenrechnung werden bisher nur die Mehrkosten für die vom Partner V&B entwickelten Wasser sparenden, sog. „Green Gain“ WCs berücksichtigt. Den Mehrkosten für diese WCs im KOMPLETT-System stehen Wassereinsparungen gegenüber der konventionellen Sanitärausrüstung gegenüber. Diese Wassereinsparungen wurden durch einen im Vergleich zur konventionellen Lösung um 30 % verringerten Schwarzwasseranfall berücksichtigt. Bei Auswertungen des Nutzerverhaltens in der WC-Anlage des Fraunhofer Instituts Umsicht wurde ein Minderverbrauch an Spülwasser von 40 % ermittelt, bei dem die installierten Urinale mit Standard-Spülwasserverbrauch jedoch nicht betrachtet wurden.

Vorteile durch die funktionalen Oberflächen, die ebenfalls im Projekt untersucht wurden, sind derzeit monetär nicht bewertbar und bleiben daher unberücksichtigt; ebenso eventuell in Zukunft erzielbare Verkaufserlöse durch das Produkt der Vermikompostierung. Ebenfalls aufgrund mangelnder Datengrundlage noch nicht integriert sind Einsparungen durch Verwendung von Wasser sparenden Armaturen (Einhebelmischer mit Öko-Funktion). In einem Bericht der schwedischen Materialprüfanstalt für die Gustavsberg Armatur AB (Wahlström, 2000) werden Wassereinsparungen von 42 % gegenüber konventionellen Zweigriff-Mischarmaturen und immer noch 20 % gegenüber herkömmlichen Einhebelmischern gemessen. Vor allem bei Energiebezug und Grauwasser-Volumenstrom ergäben sich hier noch weitere Einsparmöglichkeiten

Nutzer

In dieser Kategorie ist die zum Grau- und Schwarzwasseranfall korrespondierende mittlere Anzahl regelmäßiger Nutzer hinterlegt. V.a. im Bürogebäude des Fraunhofer Instituts Umsicht ist die Zahl der Nutzer erheblichen Schwankungen unterworfen, da im Gebäude Besprechungsräume und ein Veranstaltungssaal integriert sind. Der Einfluss der wechselnden Zahl der kurzfristigen Nutzer konnte im Rahmen des F&E-Projektes nicht abschließend ermittelt werden.

Betriebsmittel

Anhand der in Tabelle 2 dargestellten Betriebsmittel werden die entsprechenden Zahlen für einen Hotelneubau errechnet. Der Strombedarf der Hotelanlage wird direkt aus den Anschlussgrößen der verwendeten Aggregate aus den Referenzprojekten in Tabelle 3 berechnet, unter Berücksichtigung der tatsächlichen Laufzeit und Stromaufnahme (ca. 60 % der installierten Leistung). Im Recyclingbetrieb ergibt sich ein Frischwasserverbrauch von mindestens 10 % des Kreislaufvolumenstroms, da Wasserverluste durch Verdunstung, Reinigung, Wasser- und Überschussschlammausschleusung entstehen. Dieser Frischwasserbedarf ist durch Trinkwasser oder andere externe Quellen zu decken. Unter deutschen Verhältnissen wird Trinkwasser eingesetzt.

Ersatzteile

Kosten für Ersatzteile werden in Abhängigkeit der Investitionssumme prozentual auf die Anwendung im Hotel übertragen. Wie aus Technikum und Pilotbetrieb deutlich wird, schwanken die Werte zwischen 1,9 %/a (Technikum) und 2,5%/a bezogen auf die

Investitionssumme der Anlagentechnik (inkl. EMSR und Vermikompostierung). Im Allgemeinen wird von Ersatzteilkosten von ca. 2%/a bezogen auf die Investition ausgegangen. Für die Kostenermittlung des Hotelprojektes wurde ein konservativer Ansatz von 2,5%/a gewählt, der die Komplexität der Anlagentechnik hinreichend abbildet.

Personalaufwand

In F&E-Projekten ist der tatsächliche Personalaufwand für Anlagenbedienung und –wartung nur schwer zu erfassen. Da es sich beim KOMPLETT-System darüber hinaus in der Kombination aller Teildisziplinen um eine Erstanwendung handelt, geht die Anlaufbetreuung weit über den Routinebetrieb hinaus. Daher sind für den Technikumbetrieb **keine** Personalkosten berücksichtigt! In der Pilotphase wurde ein Anlagenrundgang definiert, bei dem ein nicht-fachkundiger Bediener die Funktionalität der Gesamtanlage überprüfen kann. Für diesen Rundgang müssen täglich ca. 2 h angesetzt werden. Darüber hinaus werden Routinearbeiten für Austausch und Einbau von Ersatzteilen mit ca. 0,5 h pro Tag veranschlagt. Die erweiterte Baugröße der Anlage in der Hotelanwendung macht einen geringfügig erhöhten Bedieneraufwand notwendig, auch wenn die Anzahl und Abfolge der verwendeten Baustufen konstant bleibt.

Ansätze

In der Rubrik Ansätze sind die zur Kalkulation von Abschreibung, Verzinsung und Betriebskosten notwendigen Daten aufgeführt. Die Ansätze im Technikum und Pilotbetrieb resultieren aus den Abrechnungen der lokalen Ver- und Entsorgungsunternehmen und sind relativ typisch für Anwendungen in Deutschland. Spezifische Strompreise sowie Wasser- und Abwassergebühren für die Anwendung im Hotelbetrieb wurden in Anlehnung an diese Ansätze gewählt.

Investition

Die Investitionskosten für das KOMPLETT-System resultieren aus:

Mehraufwand von Hinterwandinstallation durch doppelte Leitungsführung. Daten zur Technikum und Pilotbetrieb liegen vor. Daten für ein Hotel wurden durch ein Ingenieurbüro für Haustechnik erarbeitet (vgl. Kapitel 10.4).

Mehrkosten für Sanitärkeramik („Green Gain“ WCs mit angepasster Spültechnik) wurden durch die Villeroy&Boch AG ermittelt.

Die Mehrkosten für die KOMPLETT-Anlagentechnik resultieren auf den in Kapitel 10.2.1 beschriebenen Referenzdaten. Im Vergleich zu den ersten Abschätzungen aus Abbildung 2, ergibt sich eine geringfügige Kostensteigerung durch aktualisierte Datengrundlage.

Mehrkosten für EMSR-Technik wurden von der ap system engineering GmbH aufgrund der im Projekt eingesetzten Bustechnik hochgerechnet.

Kosten der Anlage zur Vermikompostierung wurden durch das Institut für Pflanzenernährung der Universität Bonn für eine Anschlussgröße von 100 EW ermittelt und auf 1000 Nutzer linear hochskaliert.

Tabelle 6 Listenrechnung zur Kostenanalyse

		TECHNIKUM KOMPLETT	PILOT KOMPLETT	HOTEL KOMPLETT	HOTEL KONVENTIONELL
Schwarzwasser (Median)	[m³/d]	0,523	0,55	24	34,3
Grauwasser (Median)	[m³/d]	1,108	1,45	240	240
Abwasser Gesamt	[m³/d]	1,631	2	264	274
Abwasser Gesamt	[m³/a]	595,315	730	96360	100120
Recyclingquote	[%]	90	90	90	0
Nachspeisung	[m³/d]	0,1631	0,2	26,4	274
Nachspeisung	[m³/a]	59,5315	73	9636	100120
Urinale	[Stück]	0	18	50	50
WC	[Stück]	8	19	0	800
WC "Green Gain"	[Stück]	0	7	800	0
Waschtische	[Stück]	8	13	770	770
Duschtasse	[Stück]	0	2	250	250
Badewanne	[Stück]	8	0	500	500
Waschmaschine	[Stück]	8	2	n.b.	n.b.
Personen	[Anzahl]	15	58	950	950
Personen projektiert	[Anzahl]	15	180		
Stromverbrauch	[kWh/d]	190	155	3260	0
Stromverbrauch Komposter	[kWh/d]	0	84	840	0
Stromverbrauch SUMME	[kWh/d]	**190**	**239**	**4100**	**0**
Wasserverbrauch	[m³/d]	0,07	0,1	26	274
Chemikalien	[€/d]	2,71	1,95	257	0
Chemikalien	[€/m³]	1,66	0,98	1	
Schnelltestanalytik	[€/d]	4,49	6,77	20	0
Austauschkosten	[€/d]	55	42	201	0
Austauschkosten Ersatzteile	[% von Invest/a]	2,49	1,93	2,5	0
Betreuungsaufwand (Hausmeister)	[h/d]	0	2	3	0
Wartungsaufwand (Tech./Ing.)	[h/d]	0	0,5	1	0
Personalaufwand SUMME	[h/d]	**0**	**2,5**	**4**	**0**
Verfügbarkeit	[d/a]	365	365	365	365
Strompreis	[€/kWh]	0,15	0,09	0,12	0,12
Wassergebühr	[€/m³]	1,33	1,7	1,5	1,5
Mehrkosten Green Gain WC	[€/Stück]	244,6	244,6	244,6	244,6
Abwassergebühr	[€/m³]	1,7	1,99	0	2
Zinssatz	[% pro Jahr]	6	6	6	6
Abschreibungszeitraum	[a]	15	15	15	15
Personalkosten (Hausmeister)	[€/h]	45	45	45	45
Personalkosten (Techn. / Ing.)	[€/h]	60	60	60	60
Installation (Wasser+Abwasser)	[€]	4000	50948	328000	0
Sanitärkeramik	[€]	0	1712,2	195680	0
KOMPLETT-Anlage	[€]	622000	590000	1929620	0
MSR-Technik	[€]	185300	180000	252493	0
Vermikompostierung	[€]	0	23400	234000	0
Summe	**[€]**	**811300**	**846060**	**2939793**	**0**
Abschreibung	[€/a]	54087	56404	195986	0
Zinsen	[€/a]	24339	25382	88194	0
Summe	**[€/a]**	**78426**	**81786**	**284180**	**0**
Ersatzteile	[€/a]	20075	15330	73495	0
Stromkosten	[€/a]	10403	7851	179587	0
Wasserverbrauch	[€/a]	34	62	14454	150179
Abwassergebühr	[€/a]	0	0	0	200239
Chemikalienkosten	[€/a]	2628	3183	101251	0
Personalaufwand	[€/a]	0	43800	71175	0
Summe	**[€/a]**	**33139**	**70226**	**439962**	**350418**
Summe	**[€/a]**	**111565**	**152012**	**724142**	**350418**
Kosten pro m³ Wasser	[€/m³]	187	208	7,5	3,5
Jahreskosten pro Person	[€/(Psa)]	7438	2621	762,3	368,9
Tageskosten pro Person	[€/(Psd)]	20	7	2,1	1,0

Trotz der sicherlich vorhandenen Ungenauigkeiten und der vereinfachten Betrachtung von Abschreibung und Zinsen, lassen sich aus der Listenrechnung zur Investitionsentscheidung nützliche Aussagen ableiten.

- Kleine Anlagendurchsätze (< 5 m³/h) sind für das vollstufige KOMPLETT-System nicht wirtschaftlich darstellbar. Abschreibung und Zinsen aufgrund der hohen Investitionskosten, Ersatzteilbedarf und Stromkosten sind die maßgeblichen Faktoren (der Personalaufwand wird hier ausgeklammert, da diese Daten aus Technikum und Pilot nicht für Routineaufgaben übernommen werden können). Der reine Technikums- und Pilotbetrieb ist daher mit erheblichen Kosten verbunden.
- Bei größeren Einheiten von ca. 10 m³/h GW sind neben Zinsen, Abschreibung und Energie die Aufwendungen für Chemikalien nicht zu vernachlässigen. Im Vergleich zu konventioneller Entsorgung mit zentraler Infrastruktur zeigt sich nach wie vor ein Vorteil für die zentralen Ver- und Entsorgungssysteme. Mit einem spezifischen Preis von ca. 7 €/m³ – 8 €/m³ für das hochwertige Recyclingwasser stellt KOMPLETT jedoch im Falle geringer Abweichungen von der Standard-Infrastruktur oder unter Berücksichtigung lokaler Standortfaktoren (z.B. Frischwassermangel, hohe lokale Wasser- und Abwasserpreise, Fehlen zentraler Infrastruktur) eine wirkliche Alternative zu bestehenden Systemen dar. Mit personenbezogenen Tageskosten von 2 € bis 3 € ist KOMPLETT für die avisierte Zielgruppe absolut erschwinglich.
- Der spezifische Aufwand zur Behandlung eines Kubikmeters Schwarzwasser ist bei der gewählten Verfahrenstechnik wesentlich höher als der spezifische Aufwand zur Grauwasserbehandlung (ca. Faktor 5 - 6). Trotz verringerter Stufigkeit des Schwarzwasserkreislaufs kann durch die hohe Frachtbelastung z.B. in der Baugruppe „Ozonierung“ keine wesentlich verkleinerte Anlagentechnik eingesetzt werden. Recycling von Schwarzwasser lohnt sich vor dem Hintergrund der Investition daher vor allem bei einer zwingend notwendigen Abwasserautarkie der angeschlossenen Einheit.

10.4 Einordnung der Investitionskosten für KOMPLETT in ein Gesamtprojekt

Neben den spezifischen Kosten für das produzierte Recycling-Wasser ist für die Investitionsentscheidung in Anlagentechnik häufig auch die Einordnung der Anlageninvestition in den größeren Kostenrahmen eines Gesamtprojektes erforderlich. Dieser Kostenrahmen soll in den folgenden Abschnitten nochmals näher erläutert werden. Dazu wird das KOMPLETT-System mit einer herkömmlichen Wasserver- und Entsorgungstechnik verglichen. Zum Kostenvergleich wurden aus der Literatur Kostenansätze zu diesen konventionellen Systemen herangezogen. Diese Kosten beziehen sich auf einen Anlagendurchsatz von Q_{Gesamt} = 500 m³/d. Die Kosten der Komplett Anlagentechnik wurden für diesen Durchsatz nach der Funktion in Abbildung 2 unter Verwendung der aktualisierten Anlagenkosten aus Tabelle 6 hochgerechnet.

10.4.1 Investitionskosten für den Neubau eines Hotelkomplexes

Für die Kostenermittlung des Hotelkomplexes wurde ein 4 Sterne Hotel mit Schwimmbad und Wellness-Angeboten angesetzt. In Zusammenarbeit mit der Villeroy&Boch AG und einem spezialisierten Ingenieurbüro für Haustechnik (HGE Ingenieur GmbH, Landstuhl) wurden die Investitionskosten für den entsprechenden Hotelkomplex dieser Größe und die darin enthaltenen Investitionen für Sanitäranlagen und Ver- bzw. Entsorgungsleitungen ermittelt.

In Anlehnung an DIN 276 (Kostenermittlung im Hochbau) und aus der Erfahrung realisierter Projekte resultieren die in Tabelle 7 aufgezeigten Herstellkosten für den Hotelrohbau und die gesamten Herstellkosten des Komplexes. Diese Zahlen sollen vor allem dazu dienen, im Rahmen eines Gesamtprojektes die durch Installation des KOMPLETT-Systems ggf. verursachten Mehr- oder Minderkosten zu bewerten. Aus den von den Projektpartnern und Beratern zur Verfügung gestellten Brutto-Kosten wurden zur Vereinheitlichung Netto-Kosten ohne MWSt. berechnet.

Tabelle 7: Abschätzung Gesamtinvestition Hotelkomplex (1.000 Betten)

Kostenposition	Aufschläge		Invest	
	(Spanne)	(gewählt)	inkl. MWSt[€]	exkl. MWSt[€]
Baukosten	80.000 [€/Bett]	80.000	80.000.000	67.226.891
Baunebenkosten	10 - 15 %	10	8.000.000	6.722.689
Erschließung	3 - 4 %	3	2.400.000	2.016.807
Außenanlagen	5 - 10 %	10	8.000.000	6.722.689
Planung	5 - 7 %	7	5.600.000	4.705.882
Kunst am Bau	1 - 2 %	0	0	0
Grundstück	20 - 30 [€/m²]	30	900.000	756.303
Herstellkosten Bau			**104.900.000**	**88.151.261**
Einrichtung Zimmer	20.000 [€/Raum]	20.000	12.000.000	10.084.034
Einrichtung Hotel	2.000.000 [€]	2.000.000	2.000.000	1.680.672
Herstellkosten Hotel			**118.900.000**	**99.915.966**

Die Herstellkosten für den Hotelbau liegen bei ca. 88 Mio. Euro netto, zuzüglich der notwendigen Einrichtung ergibt sich eine Gesamtinvestitionssumme von ca. 100 Mio. Euro. Der Anteil der für die zur Implementierung des KOMPLETT-Systems notwendigen Sanitär- und Installationseinrichtungen ist in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 8: Kostenschätzung Hinterwandinstallation

Kostenposition	Invest	
	inkl. MWSt[€]	excl. MWSt[€]
Installation für KOMPLETT-System		
Abwasserinstallation	1.652.000	1.388.235
Wasserinstallation	316.000	265.546
Summe	**1.968.000**	**1.653.781**
Konventionelle Installation		
Minderkosten Abwasserinstallation	340.000	285.714
Minderkosten Wasserversorgung	50.000	42.017
Minderkosten gegenüber KOMPLETT	**390.000**	**327.731**
Summe	**1.578.000**	**1.326.050**

Für die Installationskosten ergeben sich durch mehrfache Leitungsführung im Hotelkomplex Mehrkosten von ca. € 328.000,- (netto). Dies entspricht einer Steigerung gegenüber konventioneller Sanitärinstallation um knapp 25 %.

10.4.2 Investition Wasserversorgungstechnik

Zur Versorgung mit Trinkwasser sind je nach Lage und Randbedingungen unterschiedlichste Szenarien denkbar. Konventionell wird Trinkwasser zentral aus unterschiedlichen Quellen aufbereitet (Oberflächenwasser, Grundwasser, Meerwasser) und über ein Trinkwasserleitungsnetz weiträumig verteilt. Je mehr Nutzer an das Netz und an die zentralen Aufbereitungsanlagen angeschlossen werden, umso geringer werden die durchschnittlichen Kosten je Nutzer (sog. positive Skaleneffekte) (Holländer, 2006). Konventionelle dezentrale Lösungen sind z.B. die Nutzung lokaler Wasserressourcen zur Trinkwassergewinnung. Falls verfügbar stellt Brunnenwasser meist die kostengünstigste Alternative dar.

Die Entscheidung im Bereich der konventionellen Systeme wird maßgeblich durch die zur Versorgung benötigten Leitungslängen beeinflusst. Bei Nutzung lokaler Grundwasservorräte wird für die dazu nötige Infrastruktur mit Aufbereitungstechnik eine Investition von ca. € 405.000,- notwendig (Q = 500 m³/d) bei einer Leitungslänge für Roh- und Trinkwassertransport von jeweils 0,5 km (vgl. Kostentabelle Anhang 1). Unter der (günstigen) Annahme eines Einheitspreises von € 35,-/m Trinkwasserleitung (Grombach et al., 2000) erhöhen sich die Kosten der Wasserverteilung vereinfacht linear mit der Entfernung von der Wasserquelle (siehe Abbildung 4). So erreicht in diesem Beispiel die Investitionssumme in die Versorgungsleitung bereits bei einer Leitungslänge von ca. 25 km die Investitionssumme in die Förderungs- und Aufbereitungstechnik. Mit zunehmender Leitungslänge werden dezentrale Optionen daher immer attraktiver.

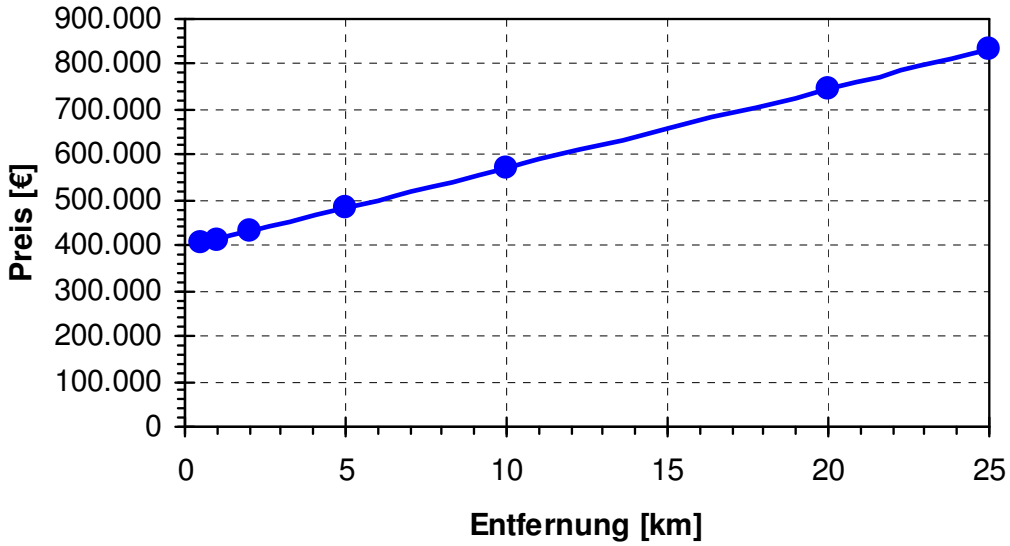


Abbildung 4: Investitionskosten Wasserversorgung mit zunehmender Leitungslänge

10.4.3 Investition Abwasserreinigung / Abwasserableitung

Bei ordnungsgemäßer Entsorgung des durch Nutzung verschmutzten Wassers bedarf es ebenfalls der Investition in eine Abwasserreinigungsanlage. Auch hier stehen sich bei konventioneller Entsorgung die Alternativen zum Anschluss an eine zentrale Abwasserreinigungsanlage oder zur Reinigung nahe am Anfallort des Abwassers gegenüber.

Bei dezentraler Entsorgung nach dem Stand der Technik werden für eine Anschlussgröße von 1.000 EW die in Tabelle 9 angeführten, auf Grundlage unterschiedlicher Berechnungsmodelle und Literaturangaben ermittelten Kosten fällig. Genauere Angaben zur Berechnung nach Gewerken finden sich in den Anlagen.

Tabelle 9: Kostenschätzung Abwasserreinigungsanlage

EW	Preis [€/EW]	Preis [€]	Kommentar	Quelle
1.000	1.013	1.012.700	(bis 50.000 EW)	Grombach et al. (2000)
1.000	1.100	1.100.000	(Auswertung Literatur Deutschland)	Reicherter (2003)
1.000	990	990.000	(Auswertung nach Einzelgewerken)	Grombach et al. (2000)

In guter Übereinstimmung der Quellen kann für diese Anschlussgröße von ca. 1 Mio Euro Investitionssumme für eine Abwasserreinigungsanlage ausgegangen werden. Bei Anschluss

an eine zentrale Abwasserreinigungsanlage fallen durch die Skaleneffekte natürlich geringere Investitionskosten an (bei 10.000 EW Gesamtanschlussgröße ca. 600 €/EW) (Imhoff und Imhoff, 2007), die jedoch die Kosten für die Abwasserableitung berücksichtigen müssen. Die vereinfachten Kostenansätze für den laufenden Meter Abwasserkanal variieren stark (von 59 €/lfm bis 220 €/lfm) und sind immer abhängig von den örtlichen Gegebenheiten (Bodenbeschaffenheit, Besiedlungsstruktur). Tabelle 10 gibt einen Überblick über verschiedenen Daten aus der Literatur.

Tabelle 10: Kostenschätzung Abwasserableitung [€/lfm]

Quelle	Netto-Kosten [€/lfm]	Bemerkung
Hofmann / Plank (1995)	220	< DN 300, Außenbereich unbefestigt
Moritz (2003)	59	Sparkanal DN 200, ländlicher Raum
Reicherter (2003)	120* - 190**	DN 200 *pauschal, **mit Schachtbauwerken

Setzt man die von Reicherter (2003) ermittelten Kostenansätze an, die im mittleren Bereich der Preisspanne liegen, so wird deutlich dass die Investition für den Kanal bereits bei einer laufenden Länge von 10 km die Investition für die Abwasseranlage überschreiten kann. Diese hohen Kanalinvestitionen decken sich mit der Beobachtung, dass bei konventioneller Abwasserbehandlung ca. 65 – 80 % der Gesamtkosten durch die Abwasserableitung und nur 20 – 30 % der Gesamtkosten durch die Abwasserreinigung verursacht werden (Englert, 2003) (Müller, 1997).

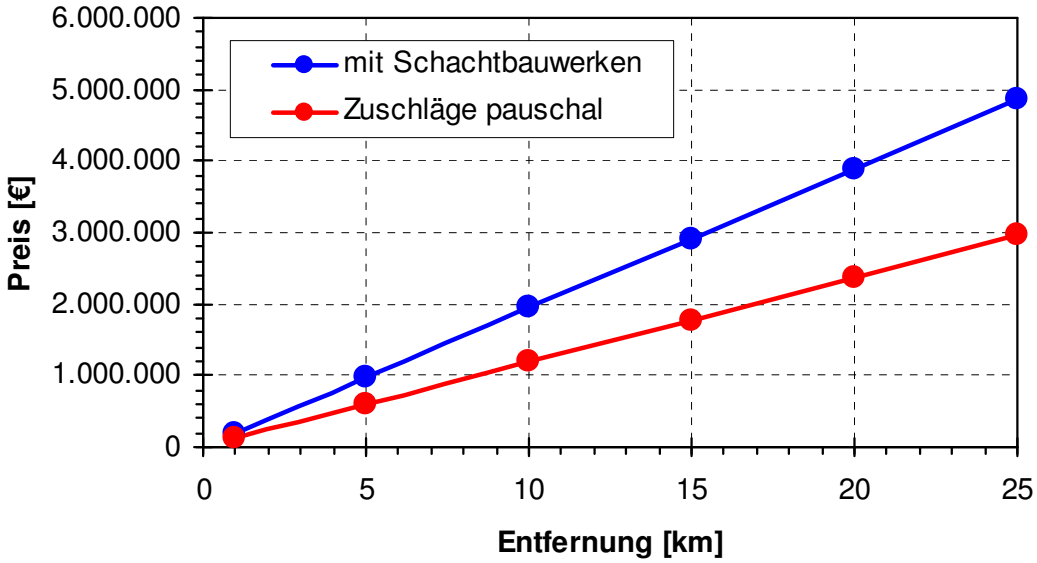


Abbildung 5: Investitionskosten Abwasserableitung mit zunehmender Leitungslänge

10.4.4 Investitionskostenvergleich Gesamtprojekt

Anhand der Investitionskosten und Szenarien wird deutlich, dass eine aussagekräftige Kostenberechnung zu Vergleichszwecken nur anhand eines konkreten Objektes erfolgen kann. Die zum derzeitigen Projektstand vorliegenden Kostenschätzungen erlauben jedoch zumindest die sinnvolle Einordnung der Realisierbarkeit des KOMPLETT-Konzeptes in Abhängigkeit ausgewählter Randbedingungen. Beispielhaft wird daher anhand der oben ermittelten Daten der Kostenvergleich für das Gesamtprojekt durchgeführt (s. Tabelle 11). Die Nettokosten der einzelnen Kostenpositionen werden gerundet.

Tabelle 11: Kostenvergleich Konventionell / Komplett (Vollrecycling)

Kostenposition	Konventionell [€] netto	KOMPLETT [€] netto	Bemerkung
Baukosten Hotel	88.000.000	88.000.000	Tabelle 7
Installation Hotel	1.330.000	1.650.000	Tabelle 8
Wasserversorgung	405.000	0	Abbildung 4 (0,5 km)
Transportleitung	35.000	35.000	Leitungslänge 1 km, 35 €/lfm
Abwasseranlage	1.000.000	0	Tabelle 9
Abwasserleitung	120.000	*180.000	Leitungslänge 1 km, 120 €/Lfm
Komplett-Anlage	0	2.490.000	Tabelle 6 / Abbildung 2 (500 m³/d)
MSR-Technik	0	300.000	Abbildung 2 (500 m³/d)
∑ Wassertechnik	2.890.000	4.655.000	Netto
Mehrkosten Wasser		61 %	
Mehrkosten Projekt		1,9 %	

* Annahme: 50% Mehrkosten aufgrund doppelter Leitungsführung

Wie anhand des (im Sinne von KOMPLETT ungünstigen) Beispiels mit **kurzen Leitungslängen** für Ver- und Entsorgung ersichtlich wird, verteuert das KOMPLETT-System die Infrastruktur und Technik der Wasserversorgung und Abwasserbehandlung. Andere Standortfaktoren, wie z.B. vorhandene Infrastruktur und natürliches Wasserdargebot in unmittelbarer Nähe zum Standort sind durch diese Investsummen nicht abzubilden. Ein gänzlich anderes Bild ergibt sich bei **erhöhten Leitungslängen** für Ver- und Entsorgung nach konventioneller Technik (vgl. Abbildung 5). Bereits bei einer Entfernung der Abwasserreinigungsanlage von ca. 15 km sind die Investitionskosten des KOMPLETT-Systems mit konventioneller Technik annähernd vergleichbar. Durch die geringeren Leitungskosten der Versorgungsleitungen (Transportleitung) ergibt sich eine äquivalente Investitionssumme bei einer Distanz von ca. 48 km.

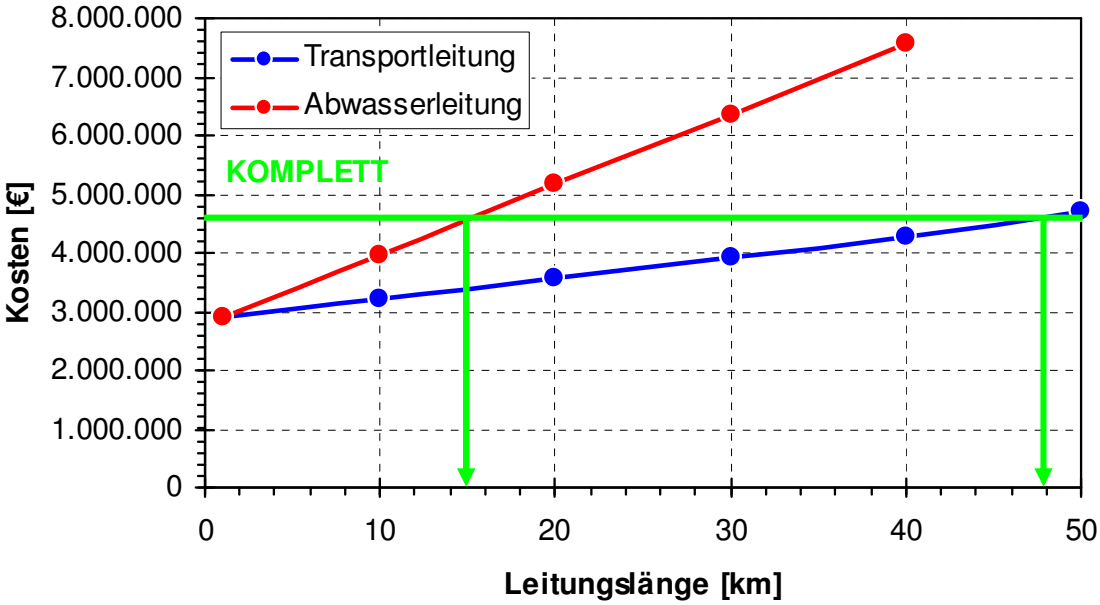


Abbildung 6: Kostenvergleich in Abhängigkeit von Leitungslängen

Anhand des vereinfachten Kostenvergleichs wird erneut deutlich, dass Standortfaktoren wesentlich zur Investitionsentscheidung in das KOMPLETT-System beitragen. Diese Standortfaktoren variieren von Projekt zu Projekt und sind daher endgültig nur in einer projektbezogenen Kostenvergleichsrechnung zu bewerten. Diese Kostenabschätzung zeigt jedoch auch, dass trotz des höheren technischen Aufwands unter Annahme von realistischen Szenarien die KOMPLETT-Anlage das erwartete wirtschaftliche Potenzial bietet. Insbesondere im Hinblick auf die Gesamtinvestitionen eines Hotelkomplexes sind die Mehrkosten als gering zu bezeichnen. Oftmals sprechen für dezentrale Lösungen auch politische, infrastrukturelle oder andere individuelle Rahmenbedingungen. Diese Rahmenbedingungen überwiegen in der Investitionsentscheidung häufig die Mehr- oder Minderkosten durch dezentrale Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung, die – wie gezeigt – im Rahmen von ca. 2 % der gesamten Investitionskosten liegen können.

10.5 Einordnung der Kostenanalyse für KOMPLETT im Vergleich zu anderen neuartigen Sanitärsystemen

Viele der in jüngster Vergangenheit durchgeführten Entwicklungsarbeiten zu neuartigen Sanitärkonzepten mit technologischem Anspruch haben noch keinen weitreichenden Eingang in die praktische Anwendung zur Wasserversorgung und Abwasserentsorgung gefunden (vgl. Stand der Technik). Bisher sind Insellösungen entstanden, an denen bevorzugt die technische Umsetzbarkeit des gewählten Konzepts demonstriert werden sollte. Dementsprechend ist es für die beteiligten Forschungseinrichtungen und Unternehmen generell schwierig, aussagekräftige Daten zu Kosten und Nutzen der Neuentwicklungen bereit zu stellen. Darüber hinaus sind diese Kosten aufgrund des Prototypen-Charakters der

damit verknüpften technischen Lösungen immer kritisch im Vergleich mit etablierter Standardtechnologie zu betrachten. Teils erweisen sich die neu eingesetzten Technologien auch als noch nicht ausgereift (Remy und Ruhland, 2006). Mittlerweile existieren jedoch neben der oben aufgeführten Abschätzung für KOMPLETT erste Aussagen zu Kosten anderer Konzepte, die nachfolgend betrachtet werden sollen.

Eine sehr umfassende Analyse hat Hillenbrand (2009) mit der Betrachtung zum Vorhaben DEUS 21 (Mohr und Trösch, 2006) vorgelegt. Neben der ökonomischen Bilanzierung über den Projektkostenbarwert wird ebenfalls eine Methode zur ökologischen Bilanzierung vorgestellt. Die Ergebnisse dieser Bilanzierungen zu DEUS 21 werden mit Bilanzierungen zu konventionellen Verfahren der Abwasserreinigung verglichen.

In seiner Dissertation ermittelt Lindner (2008) erste Kostenansätze für Anlagen zur weitgehenden Schließung von Wasser- und Nährstoffkreisläufen durch die separate Behandlung von Grau- und Schwarzwasser. Anhand theoretischer Betrachtungen wird für ein gewähltes Anlagenkonzept der Projektkostenbarwert ermittelt und in Bezug zu herkömmlichen Verfahren der Abwasserreinigung gesetzt.

Im Rahmen des durch die EU geförderten Projektes SCST ermitteln Oldenburg und Dlabacs (2006) bzw. Oldenburg (2007) die Projektkostenbarwerte für unterschiedliche Entsorgungsinfrastrukturen am Beispiel des Wohngebiets Nicolassee nahe Berlin. Unterschiedliche Sanitärkonzepte werden ebenfalls durch eine Ökobilanz bewertet (Remy und Ruhland, 2006). Ein Recycling oder die integrierte Betrachtung der Frischwasserversorgung erfolgte in diesem Projekt nicht.

Für den Bereich der Grauwasser-Wiedernutzung existieren bereits heute zahlreiche Beispiele für Kosten- und Amortisationsrechnungen (z.B. Paris, 2008; Sellner und Schildhorn, 2009). Die Re-Use-Option dieser Rechnungen beschränkt sich jedoch auf die Wiedernutzung gereinigten Grauwassers zum Zweck der Bereitstellung als Betriebswasser zur Toilettenspülung. Ein Zahlenbeispiel wird sozusagen „außer Konkurrenz“ berücksichtigt.

10.5.1 Vergleich mit konventioneller Technik

Zusammenfassend lässt sich für alle der betrachteten neuartigen Sanitärkonzepte sagen, dass die Investitionskosten oder Projektkostenbarwerte unter deutschen Randbedingungen über den Kosten konventioneller Systeme vergleichbarer Größenordnung liegen. Dies liegt maßgeblich am erhöhten technologischen Aufwand, der für kleine Einheiten zu erbringen ist. So sind z.B. für das DEUS 21-Konzept die Investitionen im Vergleich zu konventioneller Technik (stadtnah mit kurzen Leitungslängen) um den Faktor 1,95 erhöht. Für das KOMPLETT-System ergibt sich in der Listenrechnung aus Tabelle 11 der Faktor 1,6 für die Wassertechnik eines Hotelneubaus. Mit zunehmender Dezentralität werden die Kostendifferenzen zu konventioneller Technik geringer, da dann die Leitungslängen zu zentraler Infrastruktur bzw. der Neubau kleiner Aufbereitungs- und Reinigungsanlagen nach konventionellem Muster höhere Kosten verursachen.

Maßgeblich ist der gegenüber konventioneller Abwassertechnik erhöhte Energieverbrauch. Teils verwendete Vakuumkanalisation erhöht den Strombedarf um ca. 0,36 kWh/m³. Im DEUS 21-Projekt sind die rotierenden Scheibenfilter zur Regenwasseraufbereitung bzw. zum Rückhalt anaerober Biomasse in der Schwarzwasservergärung energieintensiv (Hillenbrand,

2009). Membranbioreaktoren erfordern gegenüber konventionellen Belebtschlammanlagen einen höheren Stromverbrauch (großtechnisch ca. 1,4 kWh/m³; Krause, 2003). Die in KOMPLETT eingesetzten druckbetriebenen Ozonreaktoren benötigen Strom für Ozonerzeugung und ebenso für den installierten Injektorkreislauf.

Die im Projekt SCST und DEUS 21 durchgeführten Ökobilanzen zeigen übereinstimmend die großen Vorteile neuartiger Sanitärkonzepte durch höhere Ressourceneffizienz und geringere ökotoxikologische Auswirkungen (Ausnahme CO_2-Bilanz durch Energieverbrauch). Darüber hinaus können in neuartigen Sanitärkonzepten Nährstoffe zurück gewonnen werden, die als Ersatz für mineralischen Kunstdünger maßgeblich Einfluss auf die bessere Ökobilanz ausüben. Zum Zeitpunkt dieses Berichts sind solche Effekte jedoch monetär nur unzureichend zu bewerten, da es de facto keinen Markt für Recycling-Produkte in Deutschland gibt.

10.5.2 Kostenvergleich der neuartigen Sanitärkonzepte anhand der Literaturdaten

Die aus den Literaturquellen entnommen Daten und Kostenansätze sind in der folgenden Übersichtstabelle dargestellt. Teilweise mussten die Daten dazu aus den jeweiligen Rohdaten und Tabellenanhängen hochgerechnet werden, die in den Veröffentlichungen nur auszugsweise vorhanden sind. Auch war nicht immer eindeutig auszumachen, ob die Kosten als Netto- oder Bruttokosten angegeben waren. Bei der Erstellung des Vergleichs wurde davon ausgegangen, dass Netto-Kosten angegeben wurden. Die im oberen Teil von Tabelle 12 angeführten Ansätze für Wasser-, Abwasser- und Strompreis zeigen die in Deutschland bekannten Spannweiten. Kursiv sind hier Zahlen angeführt, die aus den Angaben der Ver- und Entsorger im jeweiligen Projektgebiet entnommen werden mussten, da diese Zahlen nicht in den Veröffentlichungen angeführt werden.

Durch die Unterschiedlichkeit der betrachteten Szenarien, Anwendungsfelder und Technologien ist eine direkte Vergleichbarkeit nicht gegeben. Es wird jedoch klar, dass hinsichtlich der reinen Betriebskosten (ohne Investition) mit Werten von 4 €/m³ – 5 €/m³ behandeltes Wasser gerechnet werden muss. Ausnahmen bilden hier nur das Down-Cycling von Grauwasser zu Toilettenspülwasser und der anhand der Angaben der TU HH zum Grau- und Schwarzwasserkreislauf errechnete Wert (0,9 €/m³). Dieser Kostenansatz muss jedoch insgesamt angezweifelt werden, da er aus den Daten von Lindner (2008) nicht eindeutig abgeleitet werden kann. Während das SCST-Konzept neuartige Sanitärkonzepte nur im Bereich der Abwasserbehandlung berücksichtigt – also der Trinkwasserbedarf zu 100 % aus externen Quellen zu decken ist – sind bei DEUS 21 (Regenwasser als Pflegewasser) und KOMPLETT bzw. der TU HH (Grauwasser als Trinkwasser recycelt) erhebliche Reduktionen des externen Trinkwasserbedarfs möglich. Dies lässt sich jedoch nicht unbedingt an den Betriebskosten der Systeme festmachen. Nicht berücksichtigt wurden bei diesen Berechnungen ebenfalls etwaige Erlöse durch Verkauf von Produkten als Dünger (z.B. separierter Urin, Kompost). Momentan sind diese Produkte in Deutschland kaum marktfähig. Dies kann sich jedoch bei steigender Akzeptanz in Zukunft ändern und reduziert damit die Betriebskosten der neuartigen Sanitärkonzepte.

Tabelle 12: Kostenvergleich unterschiedlicher neuartiger Sanitärkonzepte

Projekt		DEUS 21	SCST	TU HH	KOMPLETT	GW	Bemerkungen
Bebauung		Wohngebiet Einfamilienhs.	Wohngebiet Mischbebauung	Hotel	Hotel 6 Gesch.	Hotel 5 Gesch.	
Fläche	[ha]	5	126	kompakt	kompakt	kompakt	
Anschlussgröße	[Personen]	367,5	4.891	2.000	960	400	
SW	[L/(Ps*d)]	k.U.	k.U.	50,0	24,4	k.U.	k.U.: keine Unterscheidung
GW	[L/(Ps*d)]	k.U.	k.U.	140,0	250,0	k.U.	
Gesamt	[L/(Ps*d)]	84	85,2	190	275	31,5	
Gesamt	[m³/d]	30,87	416,71	380,00	264,00	12,60	
Kosten Wasser	[€/m³]	1,28	2,16	1,52	1,50	*2,16*	kursiv: Zahlen von Ver- und Entsorgern
Kosten Abwasser	[€/m³]	*2,00*	*2,54*	2,58	2,00	*2,54*	
Kosten Strom	[€/kWh]	*0,18*	0,18	0,15	0,12	0,15	
Investition netto	[€]	4.149.800	15.964.652	1.683.000	2.940.000	67.553	SCST Variante 3, 100% Aufschlag TU HH
Stromverbrauch	[kWh/a]	73.240	265.770	715.552	1.496.500	17.476	
Wasserverbrauch	[m³/a]	*1465*	152.100	?	9.636		kursiv: aus 13 % Unterdeckung durch RW
Stromkosten	[€/a]	*7000*	48.184	105.615	179.587	2.560	kursiv: aus 3,5 kWh/m³ (DEUS)
Wasserkosten	[€/a]	1875	328.536		14.454		
Personalkosten	[€/a]	?	41.820	15.300	71.175		
Sachkosten	[€/a]	?	209.514	3.878	174.746	2.301	Ersatzteile, bei GW: Ersatzteile + Personal
Erlöse	[€/a]	-8.900	-16.437	?	?		
Erlösquelle		Biogas, Einsparung privat	Biogas, Urin als Dünger				Biogasnutzung nicht weiter beschrieben, Urin als Dünger rechtlich und wirtschaftl. ungeklärt (Oldenburg, 2008)
Betriebskosten netto	[€/a]	ca. 56.400	611.617	124.793	439.962	4.861	Betriebskosten ohne Bonus durch Erlöse; Annahme alle Zahlen netto angegeben; Betriebskosten DEUS graphisch ermittelt, daher nur Ca.-Kosten
Durchsatz	[m³/a]	11.268	180.307	138.700	96.360	4.599	
Investition	[€/Ps]	11.292	3.264	842	3.063	169	Konv. ca. 1000 €/EW für Abwasseranlage
Betriebskosten	[€/(Ps*d)]	0,42	0,34	0,17	1,26	0,03	
Betriebskosten	[€/m³]	5,01	4,02	0,90	4,57	1,06	
Reduktion TW	[%]	ca. 87	ca. 16	max. 90	max. 90	ca. 27	

Auffällig sind die Unterschiede in den Investitionskosten der Projekte. Während SCST und KOMPLETT mit 3.000 € – 3.200 € pro angeschlossener Person veranschlagt werden, werden bei DEUS 21 über 11.000 €/Ps errechnet. Bei den Investitionskosten zeigt sich im DEUS 21-Konzept die große Bedeutung der Kosten für die Abwasserbehandlung (Hillenbrand, 2009) und darüber hinaus der Einfluss des gewählten Standorts in einem Wohngebiet mit Einfamilienhausbebauung. Doppelte Leitungsführung bei geringer „Personendichte“ erhöht die Investitionskosten überproportional. Die Zahlen von Lindner (2008) sind auch hier mit einem großen Fragezeichen zu versehen, da die Investitionskosten noch unter denen einer konventionellen Klärtechnik liegen. Dies erscheint nur schwer vorstellbar, zumal alle anderen Quellen höhere bzw. maximal ähnliche Kosten auch zukünftig prognostizieren. GW-Downcycling kann von den Investitionskosten her eine wirtschaftliche Möglichkeit zur Einsparung von Trinkwasser sein kann. Strom- und Sachkosten (z.B. Ersatzteile, Chemikalien) sind bei allen neuartigen Konzepten nicht zu vernachlässigende Posten. Durch die vielstufige Aufbereitungstechnik unter Einsatz von MBR, Ozonreaktoren, UV- Membrantechnik ist KOMPLETT hier deutlich der teuerste Ansatz.

10.6 Zusammenfassung und Ausblick

Der Kostenvergleich neuartiger Sanitärkonzepte untereinander und mit konventioneller Ver- und Entsorgungstechnologie in Deutschland macht deutlich, dass dezentrale High-tech-Systeme oftmals merklich/ höhere Anfangsinvestitionen durch aufwendigere Anlagentechnik und durch teurere Entwässerung aufgrund doppelter Leitungsnetze (Vakuumentwässerung, Trennung in Urin, Braun-, Schwarz- und Grauwasser etc) verursachen. Durch die Erstanwendung dieser Konzepte befindet sich die Technik darüber hinaus noch in einem Pilotzustand, ohne erhöhte Stückzahlen, die kostensenkend wirken könnten. Diese konzeptbedingten Nachteile lassen sich in der in Deutschland vorherrschenden Siedlungsstruktur mit zentraler Ver- und Entsorgung unter hohem Anschlussgrad nur unzureichend durch andere monetäre Effekte wie evtl. verringerte Betriebskosten (bei DEUS 21 veranschlagt; Hillenbrand, 2009) kompensieren. Die Investition in neuartige Sanitärkonzepte rechnet sich bisher bevorzugt, wenn kein einfacher Anschluss an zentrale Ver- und Entsorgungsinfrastruktur möglich ist. Standortfaktoren sind grundsätzlich zu berücksichtigen. Die unbestreitbaren Vorteile dezentraler Konzepte, wie höhere Flexibilität in Bezug auf Änderungen der Siedlungsstruktur, bessere Ökobilanz, der Ersatz von Kunstdünger durch Nährstoffrecycling oder die Anpassung an den Klimawandel lassen sich bisher nur unzureichend in geldwerten Vorteilen ausdrücken.

Bemerkenswert ist für alle betrachteten neuartigen Sanitärkonzepte, dass Sie zu vertretbaren Kosten (bei KOMPLETT ca. 7 €/m³ - 8 €/m³ behandeltes Wasser) für bestimmte Anwendungsfälle wirkliche Alternativen zur konventionellen Abwassertechnik bieten können. Interessant ist darüber hinaus, dass eine günstige Kombination von dezentraler Lage und kompakter Bebauung der Objekte alle Konzepte hinsichtlich der Kostenstruktur verbessert. KOMPLETT und TU HH haben diesen Ansatz bereits konkret aufgegriffen, in dem Objekte mit hoher Personendichte, aber dezentraler Lage (wie z.B. Hotels oder Einkaufszentren im Randbereich von Städten) im Fokus stehen. SCST und DEUS 21 sollten unter Berücksichtigung dieser Randbedingungen von der Kostenstruktur ebenfalls günstiger gestaltet werden können. Bei DEUS 21 steht dem jedoch entgegen, dass aufbereitetes

Regenwasser als Pflegewasser verwendet wird. Für die Sammlung des Regenwassers muss eine ausreichende Fläche (z.B. Dachflächen, versiegelte Oberflächen zur Verfügung gestellt werden). Diese ist maßgeblich in Wohngebieten mit lockerer Bebauung der Fall.

Für alle Projekte gilt, dass eine Steigerung der Energieeffizienz der mehrstufigen Behandlungsverfahren angezeigt ist, um nicht Wassertechnik auf Kosten der CO_2-Bilanz zu installieren. Nur die Wiederholung und Umsetzung der Vorhaben in konkrete Projekte bringt positive Technologieimpulse und reduzierte Stückkosten. Mit der Entwicklung standardisierter Behandlungsmodule weist KOMPLETT dazu einen möglichen Weg. Dezentrale Sanitärkonzepte sind im Ansatz klassisch exportorientiert, da in Schwellenländern oder Ländern mit stark wachsender Bevölkerung zentrale Infrastruktur oft noch nicht ausreichend entwickelt wird. Auch darum ist die Verbesserung der Energieeffizienz vordringliches weiteres Entwicklungsziel.

Literaturverzeichnis

DEHOGA (1997). Umweltbroschüre (1997)

Englert, R. (2002). Wie können verschmutzungsabhängige Abwassergebühren ermittelt werden? Vortrag Gemeinsames Symposium des TMLNU, Der MFPA und Bauhaus Universität Weimar, 26.09.2002

Grombach, P., Haberer, K., Merkl, G., Trüeb, E.U. (2000). Handbuch der Wasserversorgungstechnik. 3. Auflage, Oldenbourg Verlag

Hamele, H. Eckardt, S. (2006). Umweltleistungen europäischer Tourismusbetriebe. Broschüre von ECOTRANS e.V., Saarbrücken, www.ecotrans.org

Hillenbrand, Th. (2009). Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme. Institut fü Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Schriftenreihe SWW, Band 134

Hofmann, P., Plank, H.-P. (1995). Maßnahmen zur Kostendämpfung beim Bau von Abwasserentsorgungsanlagen und zur Reduzierung von Abwassergebühren. Bayerischer Kommunaler Prüfungsverband – Geschäftsbericht 1995

Holländer, R. (2006). Zentrale oder dezentrale Wasserinfrastruktur - Entscheidungskriterien. 1. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur. Gewässserschutz Wasser Abwasser Heft Nr. 204, Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft RWTH Aachen, S. 2/1 – 2/15

Imhoff, K., Imhoff, K.R. (Hrsg.) (2007). Taschenbuch der Stadtentwässerung. 30. Auflage, Oldenbourg Industrieverlag

Keuter (2009). Persönliche Kommunikation.

Krause, S. (2003). Untersuchungen zum Energiebedarf von Membranbelebungsanlagen. Schriftenreihe WAR Band 166, Dissertation TU Darmstadt

Leist, H.-J., Magoulas, G. (2002). Wassersparen in Deutschland ist Unsinn. Artikel in der Frankfurter Reundschau zum Weltwassertag 2002, 22.03.2002

Lindner, B. (2008). The Black Water Loop: Water Efficiency and Nutrient Recovery Combined. Dissertation Technische Universität Hamburg-Harburg. Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 62, ISBN: 978-3-930400-93-5

Mohr, M., Trösch, W. (2006). Semidezentrale Infrastruktur in Knittlingen - Neubaugebiet "Am Römerweg". 1. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur am 17. und 18. Oktober 2006 im Eurogress Aachen; Gewässerschutz, Wasser, Abwasser GWA Band 204, Hrsg.: TH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft -ISA-, ISBN 978-3-938996-10-2, S. 21/1-21/9

Moritz, E. (2003). Entscheidungsfindung für die Abwasserableitung in ländlichen Gebieten – Sparkanal versus ÖNORM-Kanal. Diplomarbeit, Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft, TU Graz

Müller, N. (1997). Kosten der Abwasserbeseitigung – Kritische Gedanken zur allgemeinen Kostendiskussion. Korrespondenz Abwasser, Jahrgang 44, Heft 22, S. 293-299

Mutschmann, J., Stimmelmayr, F. (2004). Taschenbuch der Wasserversorgung. 13. Auflage, Vieweg Verlag

Oldenburg, M., Dlabacs, C. (2006). Kostenvergleich neuer Sanitärkonzepte gemäß SCST-Projekt mit konventionellem System. Vortrag-SCST-Abschlussseminar 14.12.2006, Kompetenzzentrum Wasser, Berlin

Oldenburg, M. (2007). Cost Calculations. Final cost calculation report for the demonstration project “Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater “ (SCST), OtterWasser GmbH, Lübeck, LIFE 03ENV/D/000025

Paris, E. (2008). Wirtschaftlichkeit des Grauwasser-Recyclings – Amortisationsbeispiel für eine HUBER GreyUse®-Anlage. HUBER Report, April 2008, Seite 17

Reicherter, E. (2003). Untersuchungen zu Kennzahlen als Grundlage für Kostenbetrachtungen in der Abwasserentsorgung.. Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr, München, Heft 84

Remy, C., Ruhland, A. (2006). Ecological assessment of alternative sanitation concepts with Life Cycle Assessment. Final report for subtask 5 of the demonstration project “Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater “ (SCST). Technische Universität Berlin, Institute of Environmental Technology, Department of Water Quality Control, LIFE 03ENV/D/000025

Sellner, M., Schildhorn, L. (2009). GEP-Grauwasser-Recycling auf Basis eines Membranbioreaktors im Studentenwohnheim „Eastsite“, Mannheim. Grauwasser-Recycling – Wasser zweimal nutzen. Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. (Hrsg.), Schriftenreihe fbr Band 12, S. 63 - 77

Söhler (2006). Persönliche Kommunikation

Wahlströhm, a. (2000). Water and energy saving by installation of new water taps. SP Swedish National Testing and Research Institute, Rapport, unveröffentlicht

www.visumtourism.ch

Anlage 1: Berechnung zur Investition „Trinkwasserversorgung“

Pos	Beschreibung	Einheit [-]	Menge [-]	EP [€]	GP [€]	Quelle	Bemerkung	
1	Wassergewinnung							
1.1	Vorarbeiten	m³	500	6,00	3.000,00			
1.2	Tiefbrunnen	psch	1	200.000,00	200.000,00		Annahme aufgrund realisierter Projekte	
1.3	Nebenkosten	m³	500	2,50	1.250,00			
Summe					**204.250,00**			
2	Rohwasserförderung							
2.1	Pumpwerk	m³	500	30,00	15.000,00			
2.2	Rohwassertransport	m³ * km	500	32,00	8.000,00		0,5 km	
2.3	Stromversorgung	m³ * km	500	7,50	1.875,00		0,5 km	
2.4	Nebenkosten	m³	500	2,50	1.250,00			
Summe					**26.125,00**			
3	Aufbereitung							
3.1	Vorarbeiten	m³	500	3,00	1.500,00			
3.2	Sedimentation	m³	500	16,00	8.000,00			
3.3	Enteisenung, Entmanganung	m³	500	19,00	9.500,00	[11]		
3.4	Filtration	m³	500	125,00	62.500,00			
3.5	Chlorung	m³	500	6,00	3.000,00			
Summe					**84.500,00**		**80.000 - 110.000**	**Erfahrungswert EC**
4	Speicherung							
4.1	Nutzbehälter	m³ Nutzvolumen	250	260,00	65.000,00		Ann. 1/4 des Tagesverbrauchs	
4.2	Stromversorgung	m³	500	2,00	1.000,00			
4.3	Steuerung		500	1,00	500,00			
4.4	Nebenanlagen		500	1,00	500,00			
Summe					**67.000,00**			
5	Transport und Verteilung							
5.1	Pumpwerk	m³	500	25,00	12.500,00			
	Transportleitung	m³ * km	500	35,00	8.750,00		0,5 km	
	Nebenanlagen	m³	500	3,00	1.500,00			
Summe					**22.750,00**			
Investiton					**404.625,0**			

Anlage 2: Berechnung zur Investition „Konventionelle Abwasserreinigung“

Pos	Beschreibung	Einheit [-]	Menge [-]	EP [€]	GP [€]	Quelle	Anmerkung
1	Mechanik						
1.1	Hebewerk	l/s	11,6	3931	45496		Qmax = 2*Qs ohne Fremdwasser; entspr. 518 m²/d
1.2	Rechen	EW	1000	34	34363	[2]	
1.3	Sandfang	EW	1000	80	80036		
Summe					**159895**		
2	Biologie						l/EW EW
2.1	Belebungsbecken	m³	300	687	205999	[2]	300 1000
2.2	Nachklärung	m³	156,3	1024	160017		6l/s / 1,2 m/h *4,5 m Tiefe
Summe					**366016**		
3	Schlammbehandlung						[g TS /EW*d] [EW] [m³/d] bei TS = 2% [m³] bei HRT = 30 d
3.1	Stapelbehälter	m³	75	501	37597	[2]	50 1000 2,5 75
Summe					**37597**		
4							
4.1	P-Fällung	EW	1000	62	61612	[2]	
Summe					**61612**		
5.1	Betriebsgebäude	EW	1000	187	187335		
5.2	E-/MSR-Technik	EW	1000	78	78496	[2]	
5.3	Abluftbehandlung	m²	10	3500	35000		Berechnung KA St. Wendel
5.4	Außenanlagen	EW	1000	36	35541	[2]	
5.5	Sonstiges	EW	1000	26	25805	[2]	
Summe					**362177**		
Investiton					**987297**		

Preisschätzung Gesamtanlage

EW	Preis [€/EW]	Preis [€]	Kommentar
1.000	1.013	1.012.700	(bis 50.000 EW)
1.000	1.100	1.100.000	(Auswertung Literatur Deutschland)
1.000	990	990.000	(Auswertung nach Einzelgewerken)

Entwicklung und Kombination von innovativen Systemkomponenten aus Verfahrenstechnik, Informationstechnologie und Keramik zu einer nachhaltigen Schlüsseltechnologie für Wasser- und Stoffkreisläufe

Abschlussbericht
Zusammenfassung

im Auftrag des

Projektträgers Forschungszentrum Karlsruhe
Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (WTE)

Verfasser

Villeroy & Boch AG, Mettlach (FKZ: 02wd0685)
EnviroChemie GmbH, Roßdorf (FKZ: 02wd0686)
Technische Universität Kaiserslautern (FKZ: 02wd0683)
Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn (FKZ: 02wd0684)
ap system engineering, Roßdorf (FKZ: 02wd0682)
Fraunhofer Institut UMSICHT, Oberhausen (FKZ: 02wd0966)

August 2009

11 Zusammenfassung und Fazit

Derzeit haben rd. 1,1 Mrd. Menschen keinen Zugang zu sauberem Trinkwasser und ca. 2,5 Mrd. Menschen keinen Zugang zu sanitären Einrichtungen. Neben diesem weltweiten Bevölkerungsanteil, dem keine Ver- und Entsorgungsstrukturen zur Verfügung stehen und deren humanitäre Grundbedürfnisse nicht erfüllt werden, gibt es weltweit auch immer mehr Regionen, in denen Wassermangel und unzureichende Qualität von Wasserressourcen den Wassergebrauch in Zukunft beeinträchtigen werden. Nach Prognosen der UNESCO werden bis Mitte des laufenden Jahrhunderts, je nach betrachtetem Szenario, zwischen 2 und 7 Milliarden Menschen weltweit unter Wassermangel leiden. Davon sind insbesondere auch Regionen betroffen, in denen neben der einheimischen Bevölkerung auch Touristen versorgt werden müssen, deren Wasserbedarf mit 400 L/Person und Tag und mehr kalkuliert werden muss. Die Bereitstellung von hygienisch einwandfreiem Wasser ist folglich lokal bzw. regional auch in Mittel- und Südeuropa eine der großen Zukunftsaufgaben. Die Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser kann hierbei einen entscheidenden Beitrag liefern.

Im KOMPLETT-Projekt wurden die Abwasserteilströme Grauwasser und Schwarzwasser aufbereitet und ein hoch technisiertes Konzept zur fast vollständigen Schließung von Stoff- und Wasserkreisläufen auf der Basis der best-verfügbaren Technologien – unter Einbeziehung unterschiedlicher Fachdisziplinen mit bislang geringen Berührungspunkten – entwickelt. Das Projekt wurde in den Jahren 2005 - 2009 vom BMBF gefördert und setzte sich aus einer Vorversuchs-, Technikums- und Pilotphase zusammen. In der ersten Projektphase wurden neben umfangreichen Literaturrechen seit Sommer 2006 Versuche zur Charakterisierung der beiden Abwasserfraktionen durchgeführt. In zusätzlichen Laborversuchen erfolgte die Beurteilung und Optimierung einzelner Anlagenkomponenten, insbesondere der biologischen Behandlung der beiden Teilströme Grau- und Schwarzwasser. Weiterhin wurden in dieser Projektphase Vorversuche zur Kompostierung der im Projektkontext anfallenden Feststoffe durchgeführt und neuartige Sanitärprodukte entwickelt.

Im Rahmen der Technikumsphase wurde eine Versuchsanlage im halbtechnischen Maßstab zur Aufbereitung der beiden Teilströme über einen Zeitraum von ca. 10 Monaten mit „realem“ Grauwasser und Schwarzwasser eines Wohnblocks in Kaiserslautern betrieben. Neben biologischen Behandlungsstufen wurden Verfahrensstufen zur weitergehenden chemisch-physikalischen Wasseraufbereitung sowie zur Desinfektion und Elimination von Spurenstoffen erprobt. Parallel fanden Funktionstests der Sanitärprodukte statt, das intelligente Diagnosesystem sowie die intuitive Visualisierung wurde entwickelt und Versuche zur Vermikompostierung der anfallenden Reststoffe durchgeführt.

In der abschließenden Untersuchungsphase erfolgte der Betrieb der Aufbereitungsanlagen im Pilotmaßstab auf dem Gelände des Fraunhofer Institut UMSICHT in Oberhausen mit Teilströmen aus einem Institutsgebäude und dem nahegelegenen Freizeit- und Shopping Center CentrO. Hier wurden die Systeme der Sanitär- und Aufbereitungstechnik sowie der Verwertung und Visualisierung vollständig gekoppelt sowie der Schwarzwasserkreislauf vollständig (Wiederverwendung des aufbereiteten Schwarzwassers zur Toiletten- und Urinalspülung) und der Grauwasserkreislauf weitgehend vollständig geschlossen (Wiederverwendung des aufbereiteten Grauwassers für Duschen und Waschmaschinen).

Somit konnte u.a. die Problematik der Anreicherung von nicht abgebauten Substanzen in beiden Kreisläufen untersucht werden. Zur Abschätzung des Wiederverwendungspotenzials wurden zusätzlich Akzeptanzerhebungen zu Wasserrecyclingmaßnahmen durchgeführt. Abschließend erfolgten eine Kostenanalyse des KOMPLETT-Systems sowie ein Vergleich der sich ergebenden Kosten zur herkömmlichen Wasserver- und Entsorgungstechnik. Des Weiteren wurden – soweit möglich – Kostenvergleiche zu Parallelprojekten durchgeführt.

Reinigungsleistung

Der Untersuchungsumfang zur chemisch-physikalischen Beurteilung des KOMPLETT-Systems erstreckte sich über die einzelnen Module der Grau- und Schwarzwasseraufbereitung. Die Wasserproben wurden dabei auf Parameter wie CSB, BSB_5, Stickstoff und Phosphor untersucht. Zusätzlich wurden im Ablauf der Grauwasser-Technikumsanlage weitere, nach Trinkwasserverordnung zur Beurteilung der Wasserqualität relevante chemisch-physikalische Größen, wie z.B. die Schwermetallgehalte, bestimmt.

Die Untersuchungen im Bereich der Grauwassertechnologie belegen, dass die Reinigungsleistung der eingesetzten Verfahrenstechnik bzgl. der betrachteten chemisch-physikalischen Parameter sehr hoch ist. So lagen die Schwermetallgehalte im Ablauf der Technikumsanlage, wie z.B. Chrom (Cr), Blei (Pb) und Nickel (Ni) jeweils unter den Nachweisgrenzen (< 0,005 mg/L). Die Konzentrationen an Kupfer (Cu), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg) lagen bei < 0,01 bzw. < 0,0005 mg/L. Der Kalium-Permanganat ($KMnO_4$)-Verbrauch wurde jeweils kleiner 0,4 mg/L O_2 bestimmt. Die Konzentration an organischen Verbindungen lag immer unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1,0 mg/L CSB, so dass die stofflichen Anforderungen der Trinkwasserverordnung immer problemlos eingehalten wurden.

Neben den organischen Verbindungen wurden auch die untersuchten Nährstoffe erfolgreich durch die gewählte Verfahrenstechnik eliminiert. Trotz vereinzelter, wahrscheinlich infolge Fehlnutzungen auftretender Stickstoff-Zulaufspitzen, konnten die Grenz- und Richtwerte der Trinkwasserverordnung bzgl. der Parameter NH_4, NO_2 und NO_3 bereits im Ablauf der biologischen Behandlungsstufe sicher eingehalten werden.

Weiterhin wurden die Wasserproben der einzelnen Verfahrensstufen auf das Vorhandensein verschiedener bakterieller Parameter und somatischer Coliphagen sowie Noroviren untersucht. Am Pilotstandort in Oberhausen konnten schon im Zulauf der Anlage keine Noroviren nachgewiesen werden. Somatische Coliphagen wurden nach dem Membran-Bio-Reaktor sporadisch nachgewiesen. Nach der Ozonierung lag die Phagenkonzentration bei 0 PBE/100mL. Die Sicherheit der Abwasseraufbereitung im KOMPLETT-System hinsichtlich viraler Krankheitserreger ist durch die Rückhaltekapazität des MBR und die Ozonierung als weiteren effektiven Desinfektionsschrittes gegeben.

Bakterielle Fäkalindikatoren waren nach dem MBR nicht mehr nachweisbar und es trat in den folgenden Aufbereitungsschritten keine Wiederverkeimung mit fäkalen Mikroorganismen auf. Während des Technikums- und Pilotbetriebes konnten im Grauwasser die in der Trinkwasserverordnung geforderten Grenzwerte für *Escherichia coli*, coliforme Bakterien und die Allgemeine Koloniezahl bei kontinuierlichen Betrieb eingehalten werden. Auch der für Badewasser bestehende Grenzwert für *Ps. aeruginosa* von 0 KBE/100mL bei der Abgabestelle des Wassers an den Verbraucher wurde eingehalten. Ebenso waren bei keiner

Probenahme Legionellen in 100mL Probenvolumen nachweisbar. Diese Ergebnisse wurden durch Probennahmen von unabhängigen Instituten bestätigt.

Es wird deutlich, dass durch die zur Grauwasseraufbereitung gewählte Verfahrenstechnik Wasser zur Wiederverwendung produziert wird, welches aus chemisch-physikalischer und hygienisch-mikrobiologischer Sicht den Ansprüchen der deutschen Trinkwasserverordnung genügt. Folglich ist die Verwendung des aus dem Grauwasser produzierten Wassers generell auch für alle andere Zwecke möglich. Darüber hinaus kann durch den modularen Aufbau der Anlage bedarfsangepasst Grauwasser zur Toilettenspülung, zum Wäsche waschen oder zur Bewässerung aufbereitet werden. Die Auswahl der Nutzungen und der damit verbundene Wasserbedarf haben dabei aufgrund der jeweiligen spezifischen Anforderungskriterien einen erheblichen Einfluss auf den Umfang der zu installierenden Aufbereitungstechnologie.

Im Prozess der Schwarzwasseraufbereitung wirkt sich die chemisch-physikalische Zusammensetzung des Roh-Schwarzwassers limitierend auf die Reinigungsleistung der biologischen Behandlungsstufe aus, die das Kernstück des KOMPLETT-Aufbereitungssystems darstellt. Da in Schwarzwasser bereits ein hoher Anteil an gelöst inertem CSB vorhanden ist bzw. während des biologischen Reinigungsprozesses gebildet wird, wurden im Ablauf des MBRs vergleichsweise hohe Rest-CSB-Konzentrationen (70-125 mg/L CSB) gemessen. Die biologisch abbaubaren organischen Substanzen dagegen wurden nahezu vollständig eliminiert. Ebenso konnte aufgrund der hohen Gehalte an Stickstoff und Phosphor keine vollständige Nährstoffelimination auf biologischem Wege erreicht werden. Wie in der Grauwasseraufbereitung fand im Membran-Bio-Reaktor der Schwarzwasserschiene ein weitgehender Rückhalt der Mikroorganismen statt. Eine weitere Reduktion erfolgte durch die Ozonierung. Ebenso wurden die organischen Verbindungen weitgehend durch die chemische Oxidation mittels Ozon mineralisiert, sodass bereits nach der Ozonierung aus chemisch-physikalischer und hygienisch-mikrobiologischer Sicht eine Wasserqualität erreicht wurde, die die Verwendung als Toilettenspülwasser erlaubt. Durch den nachgeschalteten Einsatz der UV-Bestrahlung (Mitteldruckstrahler) konnte keine weitere Verbesserung der mikrobiologischen Wasserqualität und hinsichtlich der untersuchten Nährstoffe erreicht werden. Durch die gewählte Kombination von Ozon und UV-Bestrahlung konnte die oxidative Wirkung des Ozons durch Radikalbildung zusätzlich verstärkt werden, sodass hier insbesondere im Pilotbetrieb eine weitere Elimination biologisch nicht abbaubarer organischer Verbindungen zu verzeichnen war.

Die Untersuchung auf Antibiotikaresistenzen ergab, dass bei der Aufbereitung und Wiederverwendung von häuslichem Abwasser über die Fäkalien in der Regel keine klinisch relevanten, multiresistenten Erreger in das System gelangen. Sollten über Fäkalien multiresistente Erreger ausgeschieden werden, so verbleiben diese größtenteils im Membran-Bio-Reaktor und werden abgetötet. Der vermehrte Austausch von Resistenzen im Membran-Bio-Reaktor wurde nicht beobachtet.

Eine Verwendung des aufbereiteten Schwarzwassers zur Toilettenspülung stellt somit nach derzeitigem Kenntnisstand kein Gesundheitsrisiko dar. Gleiches gilt für die Verwendung als Gieß- bzw. Bewässerungswasser.

Im Pilotbetrieb konnte gezeigt werden, dass ein hygienisch-mikrobiologisch einwandfreier Betrieb des KOMPLETT Schwarzwasser- bzw. Grauwasserkreislaufs möglich ist. Dagegen

wurde nach nur 3 Monaten Recyclingbetrieb bereits eine deutliche Anreicherung von Salzen im Schwarzwasser-Kreislauf beobachtet. Dies ist u.a. darauf zurückzuführen, dass keine vollständige Nährstoffelimination durchgeführt wurde, wodurch eine zumindest teilweise Entsalzung erreicht werden könnte. Eine Hemmung der Biomasse wurde im Rahmen der Untersuchungen nicht beobachtet. Der Einfluss hoher Salzkonzentrationen auf die biologischen Prozesse und die damit möglicherweise verbundenen betrieblichen Probleme (Ausfällungen in Rohrleitungen, an Membranen etc.) konnte abschließend nicht geklärt werden und bedarf weiterer Untersuchungen.

Weiterhin wurden im Pilotbetrieb Medikamentenabbauversuche im Schwarzwasserkreislauf durchgeführt. Diclofenac, Carbamazepin, Ibuprofen sowie Fluoxetin als ausgewählte Arzneimittel für Abbauversuche zeigen trotz stark schwankender Ergebnisse eine erfolgreiche Elimination der Spurenstoffe. Dies trifft bei allen betrachteten Wirkstoffen mit hoher Sicherheit im Anschluss an die Ozon- und UV-Behandlung zu. Anhand der Untersuchung der Toxizität und des so festgestellten geringen Toxizitätsfaktors im Anschluss an die Ozon- und UV-Behandlung kann mit großer Sicherheit von einer vollständigen Reduzierung des toxikologischen Potentials des Abwassers im Anschluss an diese Aufbereitungsstufen einschließlich möglicher Metabolite und anderweitiger Abbauprodukte ausgegangen werden. Dies trifft auch für solche Mikroschadstoffe zu, die nicht detailliert betrachtet wurden.

Biodosimetrie

Im Rahmen des Projektes erfolgte eine Quantifizierung des Rückhaltevermögens und der daraus resultierenden Beurteilung der einzelnen Membran- und Desinfektionstechnologien mittels biodosimetrischer Untersuchungen unter Verwendung speziell ausgewählter Surrugat-Mikroorganismen: *Escherichia coli* (ATCC 12435), MS2-Phagen (ATCC 15597-B) und *Bacillus subtilis*-Sporen (ATCC 6633). Dieses kombinierte Biodosimeter, welches am Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn etabliert wurde, berücksichtigt dabei die unterschiedlichen Größen und Widerstandfähigkeiten relevanter Mikroorganismen und ermöglicht somit eine sehr gute mikrobiologische Bewertung der einzelnen Verfahrenstufen. Die Untersuchungen erfolgten während des Routinebetriebs in der Technikums- bzw. Pilotanlage. Insgesamt wurden 3 Verfahrenstufen überprüft, die Ultrafiltrationseinheit im Membranreaktor (MBR), die Ozontechnologie und die UV-Technologie im Grau- und Schwarzwasserkreislauf. Die zentrale erste Behandlungsstufe, die Ultrafiltrationseinheit im MBR, konnte die *B.subtilis*-Sporen mit einer Sporengröße von ca. 0,5 µm und MS2-Phagen mit einer Zellgröße von ca. 0,02 µm vollständig bis zur Nachweisgrenze (*B.subtilis* Sporen > 4,10 $\log_{10}$-Einheiten / MS2-Phagen > 3,29 $\log_{10}$-Einheiten) zurückhalten. Die sich anschließende Ozoneinheit zeigte, dass die Wirksamkeit von der Restozonmenge hinter der Ozoneinheit abhängt. Eine vollständige Aufzehrung des Ozons muss vermieden werden, um eine vollständige Inaktivierung der *E.coli*-Testorganismen (> 4,19 $\log_{10}$-Einheiten) und der widerstandfähigen *B.subtilis*-Sporen (> 3,51 $\log_{10}$-Einheiten) gewährleisten zu können. Für die UV-Technologie zeigte sich, dass die Reduktion der Testorganismen mit der Anzahl der in Betrieb genommenen UV-Strahlern (höhere UV-Dosis) steigt und, dass das vorhandene Restozon über die Bildung von OH-Radikalen ebenfalls einen positiven Einfluss auf die Wirksamkeit der UV-Technologie nimmt. Die vegetativen Testorganismen *E.coli* konnten bei vorhandenem Restozon bereits bei Inbetriebnahme eines UV-Strahlers vollständig (> 4,00 $\log_{10}$-Einheiten) reduziert werden. Die

widerstandsfähigen *B.subtilis* Sporen konnten in Abhängigkeit der in Betrieb genommenen UV-Strahler und des vorhandenen Restozons um 2,75 bis 3,98 log_{10}-Einheiten reduziert werden.

Dem 3 Stufenmodell (Membran-, Ozon-, UV-Technologie) konnte, unter den gegebenen Bedingungen, eine sichere und ausreichende Inaktivierung vorherrschender humanpathogener Mikroorganismen und Viren im Grau – und Schwarzwasserkreislauf bestätigt werden.

Feststoffverwertung

Die zur Vermikompostierung genutzten Feststoffe wurden auf die mikrobiologischen Parameter *E. coli*, Fäkalstreptokokken, Salmonellen und somatische Coliphagen untersucht. In den Vermikomposten fanden sich direkt nach der Ernte sowohl *E. coli*, Fäkalstreptokokken als auch somatische Coliphagen in den Proben. Die Mikroorganismenkonzentrationen sind mit denen in abgelagerten Biogasgärresten vergleichbar. Vegetative Bakterien wurden zunächst während der Kompostierung abgetötet und im Kompost durch die Nachrotte weiter deutlich reduziert. So wurden Salmonellen in den frischen Komposten nachgewiesen, nach der Nachrotte waren sie nicht mehr nachweisbar. Während der Nachrotte konnten jedoch Rekontaminationen des Kompostes mit frischen Fäkalien, vermutlich durch Nagetiere, beobachtet werden. Dies lässt sich in der Praxis kaum vermeiden, sollte aber so minimal wie möglich sein.

Durch die Untersuchungen im KOMPLETT-Projekt konnte gezeigt werden, dass Coliphagen im Kompost innerhalb von einer Woche um 97,2 % reduziert werden. Die Inaktivierung verläuft exponentiell und verlangsamt sich nach einem rapiden Beginn, sodass nach etwa 14 Tagen Nachrotte keine Phagen mehr nachweisbar sein sollten. In den Vermikomposten waren somatische Coliphagen nach 2 Monaten Nachrotte in Konzentrationen von 33 PBE/g nachweisbar. Durch die aufgetretene Kontamination waren nach 2,5 Monaten 178 Phagen pro Gramm vorhanden, die aber nach weiteren 1,5 Monaten in einem Gramm Kompost nicht mehr nachweisbar waren. Dies gilt auch für kommerziell erhältliche Komposte und Blumenerde. Die Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass Coliphagen und somit auch andere Viren durch eine Vermikompostierung effektiv inaktiviert werden können.

Betrachtet man vergleichsweise die Mikroorganismenkonzentrationen in konventionellen Komposten oder im Handel erhältlicher Blumenerde, lässt sich feststellen, dass der Vermikompost nach einer Nachrotte von fünf Monaten ähnliche oder geringere Bakterienkonzentrationen aufweist wie die kommerziellen Produkte. Der Vermikompost erfüllt somit die gleichen Qualitätsansprüche wie derzeit im Handel erhältliche vergleichbare Produkte.

Die Untersuchungen im Bereich der Feststoffverwertung zeigen, dass die eingesetzte Vermikompostierung zur Behandlung der Feststoffe gut geeignet ist. Das Produkt (Vermikompost) ist gut als nährstoffreicher Bodenhilfsstoff im Garten- und Landschaftsbau oder der Landwirtschaft einsetzbar.

Auch die Behandlung der alternativen Substrate (Gemisch aus Bioabfall und Überschussschlamm) ist gut möglich, wenngleich aufgrund der kurzen Betriebszeit keine detaillierten Aussagen zu einem langfristigen Einsatz getroffen werden können. Der Vermikompost aus dieser Durchführung ist zum Zeitpunkt der Berichtserstellung (nach einer

4-monatigen Nachrotte) noch nicht uneingeschränkt anwendbar, es wird aber erwartet, dass auch dieser Kompost nach einer abgeschlossenen Nachrotte die gleiche Qualität erreicht wie der aus der Behandlung der Feststoffe.

Die Kosten sind bisher (Betrieb der Pilotanlage) deutlich höher als für andere Verfahren. Wenngleich Preisreduzierungen durch Optimierungen nach der Pilotphase zu erwarten sind, ist die Anwendung dieser Technik derzeit noch auf Spezialanwendungen limitiert. Gerade unter dem Aspekt der Konservierung und Wiederverwendung der Nährstoffe hat dieses System dennoch das Potential in dezentralen Siedlungen oder Hotelanlagen eingesetzt zu werden.

Automatisierungstechnik

Die Reinigungsstufen des Grau- und Schwarzwasserkreislaufs und deren Komplexität erfordern die Entwicklung und Umsetzung neuer Mess-, Steuerungs- und Regelungsstrategien.

Der Aufbau der einzelnen Reinigungsstufen des Grau- und Schwarzwasserkreislaufs in modularer Bauweise und die Ausrüstung mit separater Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik erhöhte die Verfügbarkeit, das System wurde modular skalierbar und autarke Funktionseinheiten wurden geschaffen. Die Ausrüstung mit modernen und kommunikationsfähigen Schaltgeräten steigerte den Informationsgehalt bzw. deren Auswertbarkeit gegenüber herkömmlich aufgebauten Schaltanlagen. Durch den erhöhten Einsatz von Frequenzumrichtern konnte die komplexe Steuerungs- und Regelungstechnik im Prozess effizienter und ereignisorientierter optimiert werden.

Das übergeordnete Automatisierungssystem organisiert das Zusammenspiel der autarken Module und stimmt diese exakt aufeinander ab. Durch die Einrichtung eines dezentralen Leitsystems wurde ein Abbild der Gesamtanlage in Prozessfließbildern wiedergeben. Die elektro- und verfahrenstechnischen Daten sowie die Betriebs- und Störmeldungen werden in diesem System zeitgerecht aufgezeichnet und in den Datenbanken abgelegt bzw. archiviert.

Die Entwicklung von Schnittstellen war für die Adaption der Komponenten des kontextsensitiven MMI-Systems und des intelligenten Diagnosesystems mit dem Prozessleitsystem, den Datenbanken und den untergeordneten Automatisierungssystemen erforderlich. Die Umsetzung des Schnittstellenlayers wurde systemunabhängig realisiert, um ein universal einsetzbares und herstellerunabhängiges Gesamtsystem zu erhalten. Hierzu war es erforderlich, windowsbasierte Standardlösungen zu modifizieren, aber auch Schnittstellenprogramme selbst zu entwickeln und zu programmieren. Die Durchgängigkeit, angefangen vom Prozessleitsystem, den Datenbanken über die Automatisierungssysteme bis hin zu den Feldgeräten, wurde erfolgreich umgesetzt und die Gesamtfunktion des Systems erfolgreich nachgewiesen.

Die Zugänglichkeit auf die elektro- und verfahrenstechnischen Daten versorgt die aufgesetzten intelligenten Systeme zur Diagnose und Visualisierung mit den relevanten Informationen. Dadurch wird gleichzeitig eine Eingriffsmöglichkeit in die Steuerungs- und Regelungstechnik geschaffen. Durch den Aufbau des sogenannten OPC Servers als Internet-Schnittstelle, konnte die zentrale Leittechnik mittels Internettechnologien vollen - und der Mobile-Device abhängig vom Benutzerlevel gestaffelten - Zugang auf das gesamte dezentrale System erhalten. Dies bedeutet im Einzelnen einen Zugriff auf ein Messgerät, das

eine Fehlermeldung anzeigt. Eine Ferndiagnose kann erstellt und der Fehler direkt über die Software korrigiert werden. Die gesamte Anlage kann aus der Ferne beobachtet und analysiert werden. Die dynamisierten Prozessfließbilder liefern ein exaktes Abbild des Anlagenzustands. Im Servicefall kann von einem Fachmann eine Analyse jeder einzelnen Steuerung und dem dezentralen Leitsystem erstellt werden. Programmänderungen, Optimierungen und sogar Softwareupdates können aus der Ferne eingespielt werden.

Visualisierung und intelligentes Diagnosesystem

Weiterhin erfolgte die Entwicklung eines Visualisierungs- und Diagnosesystems zur Unterstützung von Kontroll- und Optimierungsaufgaben der komplexen Anlagentechnik basierend auf innovativen Datenmanagement- und Visualisierungstechniken, welche abschließend im realen Betrieb getestet wurde.

Die Umsetzung erfolgte mittels eines 3-dimensionalen, der realen Anlagentechnik nachgebildeten Mensch-Maschine-Interfaces (MMI) - Arbeitstitel HANNAH -. Diese beispielhaft für die Baugruppe des Membran-Bio-Reaktors (MBR) der Grauwasseraufbereitung umgesetzte Virtuelle Realität (VR) ermöglicht auch einem Nutzer ohne besonderes Expertenwissen einen intuitiven Zugang zur Mess-, Steuer- und Regeltechnik (MSR) dieses Anlagenteils. Der Nutzer kann jede Anlagen- bzw. Bedienkomponente durch einfachen Vergleich von Realität und MMI identifizieren und erhält so Zugang zu allen relevanten Informationen und Bedienfunktionen. Durch Modifikationen der VR können darüber hinaus komplexe Zusammenhänge bzgl. der Anlagenkomponenten dargestellt werden – z. B. lassen sich Stoffströme ein- oder ausblenden, die physikalischen Verbindungen zwischen mehreren Bauteilen in der 3D-Darstellung farblich hervorheben oder auch die gegenseitige Beeinflussung von Anlagenkomponenten durch Änderung deren Einstellungen darstellen.

Zur Vereinfachung der Bewertung und Kontrolle von umfangreichen Prozessdaten zur Optimierung des Anlagenbetriebs wurde eine Vielzahl unterschiedlicher Darstellungsmöglichkeiten entwickelt. Diese ermöglichen es dem Nutzer in kurzer Zeit große Datenmengen (meist in Form von Zeitreihen) zu sichten und Abweichungen oder Muster zu erkennen. Der Einsatz frei definierbarer Farbcodierungen bzw. -verläufe soll hierbei die Bewertung – gut / schlecht, normal / abnormal, zu hoch / zu tief – der gemessenen Prozesswerte für alle Nutzer erleichtern.

Ein Intelligentes Diagnosesystem überwacht im Hintergrund wesentliche Kernelemente der KOMPLETT-Anlage. So wurden indirekte Parameter, wie z.B. Atmungsaktivität der Biomasse, Permeabilität der Filtrationsmembranen oder auch Pumpenverschleiß durch Auswertung von vorliegenden Prozessdaten und auch von Videobildern ermittelt und zur Bewertung des aktuellen Anlagenstatus herangezogen.

Eine eigens für diese Anwendung entwickelte Ontologie verwaltet und organisiert alle verfügbaren Informationen zur KOMPLETT-Anlage und stellt sie den o.g. Anwendungen - und durch manuelle Suchfunktionen auch direkt dem menschlichen Nutzer - in geeigneter Form zur Verfügung.

Durch Nutzung der standardisierten offenen Systemschnittstelle OPC (**O**bjects Linking and Embedding for **P**rocess **C**ontroll) ist es möglich - mit einem gewissen Konfigurationsaufwand

– HANNAH an die meisten auf dem Markt befindlichen Prozessleitsysteme anzukoppeln und diese so um die oben beschriebenen Features zu erweitern.

Um dem Anspruch zu genügen, Informationen und Funktionen jederzeit an jedem Ort zur Verfügung zu stellen, wurden für HANNAH mehrere unterschiedliche Endsysteme erfolgreich getestet. So konnte auf HANNAH mobil über einen Handheld-PC direkt vor Ort in der KOMPLETT-Anlage zugegriffen werden.

Akzeptanzerhebungen

Die im Rahmen dieses Projektes erhobenen Umfrageergebnisse zum Thema Wasserrecycling gehen über die aus der Literatur gewonnenen Erkenntnisse hinaus. Die Literaturergebnisse beschreiben in vielen Fällen nur eine allgemeine Akzeptanz des Grauwasserrecyclings. Auch wenn die beiden Erhebungen nicht repräsentativ waren, kann daraus entnommen werden, dass in Deutschland einer Wasserwiederverwendung im Bereich der Toilettenspülung ein deutlich größeres Potential zugeordnet werden kann, als einer Nutzung im höherwertigen Bereich (z.B. Duschen, Waschmaschinen). Differenziert man die Nutzung des aufbereiteten Grauwassers, so zeigt sich ein Rückgang der Akzeptanz in Abhängigkeit vom Verwendungszweck. Die mögliche Verwendung zum Kochen und Trinken würde nur von etwa 30 % der Befragten akzeptiert. Der Gebrauch des aufbereiteten Grauwassers zum Wäsche waschen würde allerdings von mehr als 70 % der Befragten angenommen.

Keramik

Die Ergebnisse im Arbeitspaket ‚Keramik' können wie folgt zusammengefasst werden:

Entwicklung von Funktionsoberflächen

Mit dem Forschungspartner Inomat wurden verschiedene Ansätze zur Modifikation der Oberflächeneigenschaften verfolgt. Silberionendotierte Systeme kamen auf Basis von Zeoliten, Titandioxid und einer eigen Entwicklung von Inomat zum Einsatz. Photokatalytische Schichtsysteme wurden von Inomat nach dem Sol- Gel Verfahren und durch Abscheidung von Titandioxid erzeugt.

Verschiedene Systeme zeigten im Testmodel 1 (siehe auch Mikrobiologische Versuche) gute biofilmhemmende Eigenschaften, bzw. im Testmodell 2 sehr gute Reduktionsraten von E. Coli.

Entwicklung von hochfesten VC- Basiswerkstoffen

Auf Basis des Standard Vitrous China Versatzes wurden an der FH Höhr- Grenzahusen Versuche mit verschieden Flussmittelsystemen und mineralischen Hartstoffzuschlägen durchgeführt. Das Ziel von 40% Festigkeitssteigerung wurde in dieser Kooperation zwar nicht erreicht, jedoch ein von V&B neu untersuchter und entwickelter Versatz zeigt eine Festigkeitssteigerung von 40 %. Dies lässt eine Wandstärkenverminderung von 20% zu. Es wurden Produktionschargen auf Basis des neuen Versatzes gefertigt und im Gipsguss und Druckguss keramische Großteile gefertigt.

Parallel wurden im Hinblick auf den späteren Produktionseinsatz Hilfsmittel und Verfahren zu Erhöhung der Prozesssicherheit erprobt. Der Spannungsaufbau im System Scherben und Glasur bei Raumtemperatur wurde simuliert und das Ergebnis durch Messungen überprüft.

Mit Hilfe der Methode der finiten Elemente wurden Belastungen von Rohteilen im Fertigungsprozess simuliert und der Spannungsaufbau während der Kühlung im Produktionsofen temperaturabhängig berechnet, Die Ergebnisse der Berechnung zeigten sehr gute Übereinstimmung mit auftretenden Fehlerbildern in der Produktion. Im Ergebnis konnte eine ökologisch sinnvolle Reduzierung des Rohstoffeinsatzes im Großversuch erreicht werden. Dies hat eine signifikante Reduzierung des Energieverbrauches und CO^2 - Ausstoßes zur Folge. Die Erhöhung der Festigkeit wird künftig zur Reduzierung des keramischen Abfalls beitragen (reduzierte Deponiemenge).

Technische Entwicklung

Spülvorgang und Strömung im WC wurden mit photografischen Verfahren untersucht und die Strömung mit geeigneten Softwarepaketen simuliert. Basierend auf diesen Untersuchungen wurde ein neuartiger Einbauspülkasten mit drei Zuläufen und ein darauf abgestimmtes WC entwickelt und mit Verfahren der Strömungssimulation derart optimiert, dass die Anforderungen nach DIN EN 993 Kl. 2 mit 3,5 l Spülwassermenge erfüllt werden. Für die Kombination aus Einbauspülkasten, WC und Montageelement zur Spülwasserverteilung wurde Patentschutz beantragt. Das Verhalten eines derartigen wassersparenden WC in der Hausinstallation wurde untersucht . Das Projekt hat dazu beigetragen, den Endkunden die Möglichkeit zu geben, Wasser zu sparen.

Praxiserprobung

Die spüloptimierten WC und Urinale mit photokatalytischen Oberflächen wurden im Pilotobjekt in Oberhausen getestet und die Akzeptanz in einer Nutzerumfrage ermittelt.

Im Vergleich mit den angestrebten Zielen lässt sich ein positives Fazit ziehen. Eine Rezeptur zur ressourcenschonenden Fertigung von Sanitärkeramik mit 20 % weniger Masseverbrauch wurde entwickelt, die Strömungsvorgänge im Tiefspül- WC erforscht, simuliert und optimiert. Mit dem neuen 3,5 L WC kann störungsfrei gespült werden, bei Einsatz in der Komplett-Anlage fällt ein höherer Feststoffanteil im Schwarzwasser an.

Der Wirksamkeitsnachweis der installierten bioziden Oberflächen gestaltete sich schwierig (siehe Mikrobiologische Versuche Testmodell 4) und soll in der Zukunft weiter untersucht werden.

Sonstige Ergebnisse

Es wurden neue Techniken in den Entwicklungsablauf integriert, wie z.B.

- Strömungssimulationen zur Optimierung der Ausspülung
- Experimentelle Überprüfung der Spülsimulation
- FEM- Berechnung zur Belastung der Halbfabrikate in der Rohfertigung
- FEM- Berechnung zur Belastung im Brand
- FEM- Berechnung zur Simulation von Spannungen im System Glasur- Scherben

Durch diese Techniken kann der Entwicklungsprozess wesentlich verkürzt werden, wobei Produkte entwickelt werden, die eine geringere Anfälligkeit für Fertigungsfehler und bessere Nutzungseigenschaften aufweisen.

Keramik – Mikrobiologische Versuche

Die Beurteilung der keramischen antimikrobiellen Oberflächen erfolgte mit vier verschieden Testmodellen, die es ermöglichten die Wirksamkeit und das Potential der Beschichtungsarten mit relevanten und praktikablen Mikroorganismen (*Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus*, biofilmbildende Bakterien) zu quantifizieren. Untersuchungen zur biofilmhemmenden Wirkung verschiedener Beschichtungstypen erfolgten mit Hilfe des Testmodells 1 in trinkwasserdurchströmten Systemen. Das Testmodel 2 (Laborstandard SOP 120) und Testmodell 3 (Laborstandard SOP 126, modifizierte JIS Z 2801:2000) dienten zur Überprüfung der Wirksamkeit hinsichtlich relevanter humanpathogener Mikroorganismen *E.coli* und *S.aureus*. Mit Hilfe des Testmodells 4 sollte die installierten Materialoberflächen im Fraunhofer Institut untersucht werden.

Insgesamt wurden 36 verschiedene Testchargen unterschiedlicher Materialzusammensetzungen untersucht, die auf silberionendotierte, siloxanhaltige und photokatalytische Beschichtungssysteme beruhten. Mit den Testmodellen 1 bis 3 konnte, im direkten Vergleich der Methoden, Übereinstimmungen in der Aussage über antibakterielle Eigenschaften unterschiedlicher Materialien deutlich gemacht werden. Die kombinierte Anwendung dieser Testmodelle konnte sich als Testset etablieren, das zur qualitätsgesicherten Optimierung von Beschichtungssystemen herangezogen werden kann. Das Testset deckt dabei die quantitative Überprüfung der Wirksamkeit gegenüber biofilmrelevanter als auch humanpathogener Mikroorganismen ab.

Das Testmodell 4 diente zur Überprüfung der im Fraunhofer-Institut installierten Sanitäroberflächen. Eine Aussage über eine potentielle antibakterielle Wirksamkeit konnte mit diesem Testmodell nicht ermöglicht werden, da der verwendete apathogene Teststamm (*E. coli* ATCC 12435) sich aufgrund des hohen Verlustes während der Trocknungszeit nicht eignete. Die gegebenen Rahmenbedingungen erforderten jedoch die Art der Beprobung und die Wahl des apathogenen *E.coli* Stammes.

Kostenvergleich

Abschließend wurde ein Kostenvergleich neuartiger Sanitärkonzepte untereinander und mit konventioneller Ver- und Entsorgungstechnologie in Deutschland durchgeführt. Dieser Vergleich macht deutlich, dass dezentrale High-tech-Systeme oftmals merklich höhere Anfangsinvestitionen durch aufwendigere Anlagentechnik und durch teurere (Gebäude-)Entwässerung aufgrund doppelter Leitungsnetze verursachen. Durch die Erstanwendung dieser Konzepte befindet sich die Technik darüber hinaus noch in einem Pilotzustand - ohne erhöhte Stückzahlen, die kostensenkend wirken könnten. Dennoch konnte gezeigt werden, dass trotz des höheren technischen und damit monetären Aufwands neuartige Sanitärsysteme schon heute unter gewissen Rahmenbedingungen insgesamt konkurrenzfähige Alternativen zu konventionellen Systemen darstellen können.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich beim Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die finanzielle Unterstützung.